



Miljøskånsomhed og økologisk bæredygtighed i dansk fiskeri

Gislason, Henrik; Dalskov, Jørgen; Dinesen, Grete E.; Egekvist, Josefine; Eigaard, Ole Ritzau; Jepsen, Niels; Larsen, Finn; Poulsen, Louise K.; Sørensen, Thomas Kirk; Hoffmann, Erik

Publication date:
2014

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Gislason, H., Dalskov, J., Dinesen, G. E., Egekvist, J., Eigaard, O. R., Jepsen, N., Larsen, F., Poulsen, L. K., Sørensen, T. K., & Hoffmann, E. (2014). *Miljøskånsomhed og økologisk bæredygtighed i dansk fiskeri*. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. DTU Aqua Report No. 279-2014
<http://www.aqua.dtu.dk/Publikationer/Forskningsrapporter>

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Miljøskånsomhed og økologisk bæredygtighed i dansk fiskeri



DTU Aqua-rapport nr. 279-2014

Af Henrik Gislason, Jørgen Dalskov,
Grete E. Dinesen, Josefine Egekvist,
Ole Eigaard, Niels Jepsen, Finn Larsen,
Louise K. Poulsen, Thomas Kirk Sørensen
og Erik Hoffmann

Miljøskånsomhed og økologisk bæredygtighed i dansk fiskeri

DTU Aqua-rapport nr. 279-2014

Af Henrik Gislason, Jørgen Dalskov, Grete E. Dinesen, Josefine Egekvist, Ole Eigaard, Niels Jepsen, Finn Larsen, Louise K. Poulsen, Thomas Kirk Sørensen og Erik Hoffmann

En første udgave af rapporten har været brugt som input til
NaturErhvervstyrelsens arbejdsgruppe om kystfiskeri.

Udarbejdelsen af rapporten er støttet af Fødevareministeriet og Europa gennem Den Europæiske Fiskerifond i projekt 33010-13-k-0285 "Udvikling af økosystembaseret best practice metode til konsekvensvurdering af miljømæssige forbedringer af biodiversitet, havets fødenet og havbundens integritet" samt af EU-Interreg IVA i projekt 152207 "Bærekraftig rekefiske i Skagerrak".



Ministeriet for Fødevarer,
Landbrug og Fiskeri



Den Europæiske Fiskerifond: Danmark og Europa
investerer i bæredygtigt fiskeri og akvakultur.

Kolofon

Miljøskånsomhed og økologisk bæredygtighed i dansk fiskeri

Af Henrik Gislason, Jørgen Dalskov, Grete E. Dinesen, Josefine Egekvist, Ole Eigaard, Niels Jepsen, Finn Larsen, Louise K. Poulsen, Thomas Kirk Sørensen og Erik Hoffmann

September 2014

DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer

DTU Aqua-rapport nr. 279-2014

ISBN trykt version: 978-87-7481-195-4

ISBN elektronisk version: 978-87-7481-194-7

ISSN 1395-8216

Forsidefoto: DTU Aqua.

Reference: Gislason, H., Dalskov, J., Dinesen, G. E., Egekvist, J., Eigaard, O., Jepsen, N., Larsen, F., Poulsen, L. K., Sørensen, T. K. & Hoffmann, E. Miljøskånsomhed og økologisk bæredygtighed i dansk fiskeri. DTU Aqua-rapport nr. 279-2014. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 83 pp + bilag.

DTU Aqua-rapporter udgives af DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer og indeholder resultater fra nogle af instituttets forskningsprojekter, studenterspecialer, udredninger m.v.

Rapporterne kan hentes på DTU Aquas websted www.aqua.dtu.dk.

DTU Aqua reports are published by the National Institute of Aquatic Resources and contain results from research projects etc.

The reports can be downloaded from www.aqua.dtu.dk.

Indhold

1 Forord.....	5
2 Indledning	7
3 Økologisk bæredygtighed og fiskeriforvaltning,	9
3.1 Bæredygtighed og forsigtighed.....	9
3.2 Maximum Sustainable Yield.....	9
3.3 Havstrategidirektivet og en 'økosystem tilgang' til fiskeri.....	10
3.4 MSC-certificering	11
4. Dansk fiskeri	13
4.1. Generelt.....	13
4.2. Landinger og indsats i fiskeriet.....	14
4.3. Redskaber og fiskeriindsats	22
4.4 Udsmid/discard	35
4.5 Energiforbruget i dansk fiskeri	37
5 Fiskeriernes miljøskånsomhed.....	40
5.1 Mekanisk-fysisk påvirkning af havbunden.....	40
5.2 Tabte redskaber og affald fra fiskeriet	41
5.3 Fiskeribetinget dødelighed.....	42
5.3.1 Fisk	42
5.3.2 Bundflora og -fauna.....	47
5.3.3 Bifangst af havfugle.....	51
5.3.4 Bifangst af havpattedyr.....	53
5.4 Udsmid som fødekilde	55
6 Fiskeribetingede langtidsændringer i havmiljøet.....	57
6.1 Generelt.....	57
6.2 Mekanisk påvirkning af havbunden.....	57
6.3 Fisk.....	58
6.4 Bundflora og bundfauna.....	59
6.5 Havfugle.....	63
6.6 Havpattedyr.....	64
7 Sammenfatning og konklusion.....	67
8 Litteratur	73

Bilag 1. Relevante konventioner, aftaler og principper	85
FN's Biodiversitetskonvention	85
Bern konventionen	85
Bonn konventionen	85
Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas (ASCOBANS)	86
EU's Miljødirektiver	86
NATURA 2000: EU's Habitatdirektiv & Fuglebeskyttelsesdirektiv	86
EUs Habitatdirektiv	87
EUs Fuglebeskyttelsesdirektiv	87
EUs Vandrammedirektiv	88
EU's Havstrategidirektiv	88
EUs fælles fiskeripolitik	89
Helsinki Convention (HELCOM)	90
OSPAR	90
Bilag 2. Eksisterende miljøcertificeringer (MSC)	93
Bilag 3. Estimeret udsmid i forskellige danske fiskerier i 2010	99

1 Forord

Denne rapport er udarbejdet af DTU Aqua i tilknytning til Fødevareministeriets arbejde med at definere bæredygtigt kystfiskeri. Rapporten inddrager den eksisterende viden om danske fiskerier og deres påvirkning af havmiljøet i danske farvande og præsenterer en kvalitativ vurdering af miljøskånsomheden i de vigtigste typer af fiskeri. Vurderingen bygger i videst muligt omfang på undersøgelser fra danske farvande, men i en række tilfælde har det været nødvendigt at inddrage viden fra andre farvande, fordi der ikke fandtes relevante danske undersøgelser.

DTU Aqua ser rapporten som et levende dokument, der vil blive opdateret efterhånden som yderligere viden bliver tilgængelig.

2 Indledning

Fiskeriets miljøskånsomhed og økologiske bæredygtighed har fået øget opmærksomhed gennem de seneste år i forbindelse med revisionen af EU's fælles fiskeripolitik og implementeringen af EU's Havstrategidirektiv. Hertil kommer diskussionerne af forskellige danske tiltag som f.eks. regler for fiskeri i Natura 2000-områder og MSC-certificering af danske fiskeprodukter og fiskerier.

De forskellige fiskeriers miljøpåvirkning afhænger af hvilke redskaber man bruger, og af hvordan, hvor hyppigt og i hvilket område der fiskes. Fiskeri med bundslæbende redskaber påvirker for eksempel havbundens fysiske struktur, bundfaunaen og bundvegetationen, mens fiskeri med passive redskaber (garn, ruser, tejner) kan medføre utilsigtede bifangster af havfugle og havpattedyr. Effekterne vil være størst i områder med stor fiskeriintensitet og kan manifestere sig på både kort og langt sigt.

Miljøskånsomhed og bæredygtighed er to begreber, der tilsammen kan bruges til at karakterisere fiskeriets påvirkning, men som betyder noget forskelligt. Begrebet miljøskånsomhed sigter således på fiskeriets umiddelbare miljøpåvirkning, mens begrebet bæredygtighed bruges til at karakterisere de langsigtede konsekvenser for miljøet og for produktionen af fisk.

Miljøskånsomhed og bæredygtighed hænger sammen, men sammenhængen er kompliceret. Et fiskeri, der anvender et redskab, som ikke umiddelbart kan betegnes som miljøskånsomt, kan for eksempel sagtens være bæredygtigt, hvis intensiteten i fiskeriet er så lav, at langsigtede uønskede ændringer undgås eller er meget usandsynlige. Man kan således godt have et bæredygtigt fiskeri, som ikke bruger miljøskånsomme redskaber, hvis fiskeriintensiteten er forholdsvis lav. Ligesom man kan have et fiskeri med miljøskånsomme redskaber, som ikke er bæredygtigt, hvis intensiteten i det pågældende fiskeri er for høj.

Det er nemmest at kvantificere fiskeriets miljøskånsomhed. Man kan opgøre fangst, bifangst og udsmid; hvor stor en del af udsmidet, der spises af havfugle; hvor stort et areal, der årligt dækkes af slæbende redskaber med bundkontakt; hvor meget bundfauna, der beskadiges eller dræbes; og hvor meget affald der produceres i forbindelse med fiskeriet. Der er som regel en direkte sammenhæng mellem årsag og virkning, en sammenhæng som kan observeres og kvantificeres. Det er straks vanskeligere at afgøre om et fiskeri er økologisk bæredygtigt. Fiskebestandenes størrelse og havets fødenet og økosystemer påvirkes jo ikke blot af fiskeri, men også af helt naturlige svingninger i vejr og vind og af andre menneskelige aktiviteter såsom udledning af næringssalte. Det gør det vanskeligere at fastlægge sammenhængen mellem årsag og virkning og sværere at vide, om en langsigtet ændring i havets økosystemer skyldes fiskeri, eller om ændringen har en helt anden årsag. På grund af denne usikkerhed kan det være nødvendigt at nøjes med at kvantificere redskabernes miljøskånsomhed og bruge den som rettesnor til at vurdere fiskeriets miljøpåvirkning.

De fleste fiske- og skaldyrsbestande, der findes i de havområder, hvor dansk fiskeri opererer, deler vi med andre EU-lande og Norge. Det giver derfor ikke mening at beskrive dansk fiskeris miljøpåvirkning uden at se på påvirkningen fra andre landes fiskerier. Vi har fokuseret på dansk fiskeri i rapporten, men da bestandene og økosystemerne responderer på den samlede fiskeripåvirkning, vil det ikke altid være hensigtsmæssigt (og i flere tilfælde umuligt) kun at beskrive effekten af dansk fiskeri. Hvor det er relevant, har vi derfor beskrevet den samlede påvirkning.

3 Økologisk bæredygtighed og fiskeriforvaltning

Størstedelen af dansk fiskeri er underlagt EU's fælles fiskeripolitik, som indeholder regler og tiltag, der kan sikre bæredygtige og miljøskånsomme fiskerier og intentioner om at indføre en såkaldt 'økosystem tilgang' til fiskeriforvaltning. EU reviderer i øjeblikket den fælles fiskeripolitik. EU Kommissionen foreslår, at det overordnede mål skal være at sikre, at fiskeri- og akvakulturaktiviteterne skaber miljømæssigt bæredygtige forhold på lang sigt. Det er blandt andet vedtaget, at der skal indføres et generelt forbud mod udsnid af fisk.

I dette afsnit beskriver vi, hvordan man i forvaltningen definerer bæredygtigt fiskeri, og hvordan man gennem forskellige forvaltningstiltag og miljøcertificeringsordninger forsøger at øge fiskeriernes økologiske bæredygtighed.

3.1 Bæredygtighed og forsigtighed

Det er det Internationale Havforskningsråd (ICES), der rådgiver EU Kommissionen om fiskebestandenes bæredygtige udnyttelse og fiskeriernes påvirkning af havmiljøet. ICES rådgivningen bygger på principperne i EU's Fælles Fiskeripolitik og på en række konventioner og internationale aftaler, herunder FN's havretskonvention, FAO's retningslinjer for Bæredygtigt Fiskeri og for anvendelse af Forsigtighedsprincippet, FN's Biodiversitetskonvention, erklæringerne fra Verdenstopmødet om Bæredygtig Udvikling i Johannesburg 2002, og de retningslinjer der blev vedtaget i Reykjavik Erklæringen (Sinclair & Valdimarsson 2003) om ansvarlige fiskerier i marine økosystemer. Desuden anvender ICES de målsætninger og retningslinjer, der er angivet i EU's Havstrategidirektiv i forbindelse med udvikling og implementering af en 'økosystem tilgang' til fiskeriforvaltning. Et vigtigt element i principperne og konventionerne er behovet for en bæredygtig udvikling, defineret som en udvikling "*som opfylder de nuværende behov, uden at bringe fremtidige generationers muligheder for at opfylde deres behov i fare.*" (Brundtland rapporten 1987). Et andet vigtigt element er forsigtighedsprincippet ifølge hvilket man skal være "*mere forsigtig når den eksisterende viden er usikker, upålidelig eller utilstrækkelig. Mangel på relevant videnskabelig information må ikke bruges som en grund til at udskyde eller undlade at iværksætte bevarings- eller forvaltningstiltag.*" (UN 1995).

Bilag 1 indeholder en kort gennemgang af de forskellige konventioner, aftaler og målsætninger som er relevante for fiskeriforvaltningen i relation til miljømæssig bæredygtighed.

3.2 Maximum Sustainable Yield

På Verdenstopmødet om Bæredygtig Udvikling i Johannesburg 2002 vedtog man, at stater skulle "bevare eller genopbygge fiskebestandene til de niveauer der producerer Maximum Sustainable Yield", hvor Maximum Sustainable Yield (MSY) betegner den maksimale mængde fisk man i gennemsnit kan fange per år, hvis fiskeriet skal være bæredygtigt.

Man kan beregne, hvor stor en bestand skal være, hvis fangsten skal svare til MSY, og EU har gjort det til en målsætning, at medlemsstaternes fiskerier skal forvaltes, så bestandene og fiskerierne er på et niveau, der svarer til MSY senest i 2015 (Salomon & Horn-Müller 2012). ICES bruger derfor MSY som et vigtigt referencepunkt for fiskeri.

Udover at rådgive om MSY, tager ICES hensyn til forsigtighedsprincippet ved at medtage den usikkerhed, der er i vurderingen af fiskeriets effekt på bestandenes produktivitet og størrelse. I forvaltningen indgår der således både en referenceværdi for en bestands størrelse ($B_{MSY-trigger}$), som skal sikre at bestanden holder sig over den grænse hvor dens produktion falder under MSY; en absolut minimumsgrænse for bestandens størrelse (B_{lim}), hvorunder der er en alvorlig risiko for bestandskollaps på grund af svigtende rekruttering; og en lidt større forsigtighedsgrænseværdi (B_{pa}), som angiver den størrelse bestanden som minimum skal have, for at man med meget stor sandsynlighed kan regne med at den er over B_{lim} .

Endvidere forsøger man at udvide MSY begrebet, så det tager hensyn til, at bestandene påvirker hinanden (f.eks. ved at torsk spiser sild). Det betyder, at rådgivningen for bestandene ikke kun afhænger af hver enkelt bestands tilstand isoleret, men også af samspillet mellem bestandene - hvem der spiser hvem og hvor meget.

Endelig forsøger man at tage fiskeriets påvirkning af resten af økosystemet med i rådgivningen, og man er i gang med at udvikle, hvad der er blevet kaldt, en 'økosystem tilgang' til fiskeriforvaltning. I den forbindelse arbejder man med at udvikle nye rådgivningsmetoder, så man også kan rådgive om udnyttelsen af de såkaldte 'data-limited' eller 'data-poor' bestande, f.eks. bifangstarter, hvor der ikke er tilstrækkeligt med oplysninger til at gennemføre en fuld bestandsanalyse.

En oversigt over ICES rådgivningskoncept og referencepunkter for fiskeri kan downloades fra ICES hjemmeside (www.ices.dk).

3.3 Havstrategidirektivet og en 'økosystem tilgang' til fiskeri

En 'økosystem tilgang' til fiskeriforvaltning kan defineres på flere måder, men alle har det tilfælles, at fiskerierne skal udnytte kommercielle arter bæredygtigt og samtidig tage behørigt hensyn til bifangstarter, til bundpåvirkning, til udsnid af fisk og fiskeindvolde, til den biologiske mangfoldighed i havet og til fiskeriets påvirkning af økosystemernes struktur og funktion.

I en 'økosystem tilgang' til fiskeriforvaltning forsøger man således at kombinere miljø- og fiskerimæssige målsætninger i en fælles forvaltningsplan. Det er endnu ikke konkretiseret i detaljer, hvordan det skal gøres, men EU's Havstrategidirektiv er et vigtigt skridt på vejen (Jennings & Rice 2011). Direktivet indeholder 11 overordnede deskriptorer for god økologisk tilstand i havet, hvor især fire er vigtige i relation til fiskeri:

- **Deskriptor 1:** Biodiversiteten er opretholdt. Kvaliteten og forekomsten af habitater samt udbredelsen og tætheden af arter svarer til de fremherskende fysiografiske, geografiske og klimatiske forhold.
- **Deskriptor 3:** Populationerne af alle fiske- og skaldyrarter der udnyttes erhvervmæssigt ligger inden for sikre biologiske grænser og udviser en alders- og størrelsesfordeling, der er betegnende for en sund bestand.
- **Deskriptor 4:** Alle elementer i havets fødenet, i den udstrækning de er kendt, er til stede og forekommer med normal tæthed og diversitet og på niveauer, som er i stand til at sikre en langvarig artstæthed og opretholdelse af arternes fulde reproduktionsevne.
- **Deskriptor 6:** Havbundens integritet er på et niveau, der sikrer, at økosystemernes struktur og funktioner bevares, og at især havbundens økosystemer ikke påvirkes negativt.

EU har bedt medlemslandene om at udarbejde målbare indikatorer for hver deskriptor, så man kan afgøre om et område har en god eller dårlig miljøtilstand. I 2012 udarbejdede Miljøministeriet derfor basisanalyser af miljøtilstanden og beskrivelser af god miljøtilstand og miljømål med tilhørende indikatorer for de danske havområder. Det skete med inddragelse af mål og indsatser fastlagt i vandrammedirektivet og i Natura 2000-direktiverne, forpligtelser i de regionale havkonventioner, herunder Baltic Sea Action Plan, samt målsætninger fastlagt efter aftale med de lande, som Danmark deler havområder med. Havstrategien, basisanalyser og miljømålsrapporten kan downloades fra Naturstyrelsens hjemmeside (<http://www.naturstyrelsen.dk/Vandet/Havet/Havmiljoet/Havstrategi/>). DTU Aqua har understøttet denne proces bl.a. gennem udarbejdelse af faglige baggrundsnotater med særligt fokus på dansk fiskeri (Dalskov *et al.* 2012), fisk og skaldyr i danske farvande (Warnar *et al.* 2012), marint affald (Hansen *et al.* 2012) m.m. De danske miljømål og indikatorer er sidenhen blevet vurderet af EU Kommissionen i relation til Havstrategidirektivets krav, og vurderingen har vist, at de på en række områder ikke lever op til direktivets anvisninger (EU 2014). Det er planen at kommissionens anbefalinger til medlemslandene fremadrettet skal bruges til at forbedre processen.

I forbindelse med Havstrategidirektivets implementering skal miljøministeren udarbejde overvågningsprogrammer, som gør det muligt at følge udviklingen i havområdernes tilstand. Miljøministeren skal desuden udarbejde indsatsprogrammer som efterfølgende skal iværksættes. Indsatsprogrammerne skal udarbejdes på baggrund af basisanalyserne, miljømålene og den tekniske vejledning, som løbende vedtages af EU Kommissionen. Gennemførelse af konkrete foranstaltninger i de sektorer, som vil blive omfattet af indsatsprogrammerne, vil ske på grundlag af den relevante sektorlovgivning, f.eks. fiskeriloven, havmiljøloven, miljøbeskyttelsesloven, naturbeskyttelsesloven, råstofloven eller undergrundsloven.

3.4 MSC-certificering

I tillæg til indsatsen fra EU, Fødevareministeriet og Miljøministeriet har fiskerierhvervet selv taget initiativer, der kan fremme fiskeriets økologiske bæredygtighed. Det er blandt andet sket ved, at fiskerne i stort omfang har ladet sig miljøcertificere af Marine Stewardship Council (MSC). I øjeblikket er omkring ¾ af landingerne fra det danske konsumfiskeri MSC-certificeret.

MSC-certificeringen opererer med tre bæredygtighedsprincipper, som fiskerier skal opfylde, hvis de vil bruge MSC's mærke på fersk fisk og fiskeprodukter. De omfatter, at fiskeriet efter målarten/erne (den eller de arter fiskeriet især rettes mod) skal være bæredygtigt, at fiskeriets miljøpåvirkning skal være stærkt begrænset, og at forvaltningssystemet skal være troværdigt. MSC-certificering vurderer udelukkende fiskerierne ud fra de tre principper og medtager ikke andre forhold, som f.eks. fiskeriernes CO₂-produktion. Yderligere oplysninger om MSC-certificering af dansk fiskeri findes på hjemmesiden <http://www.msc-fiskere.dk/> og i Bilag 2 af denne rapport.

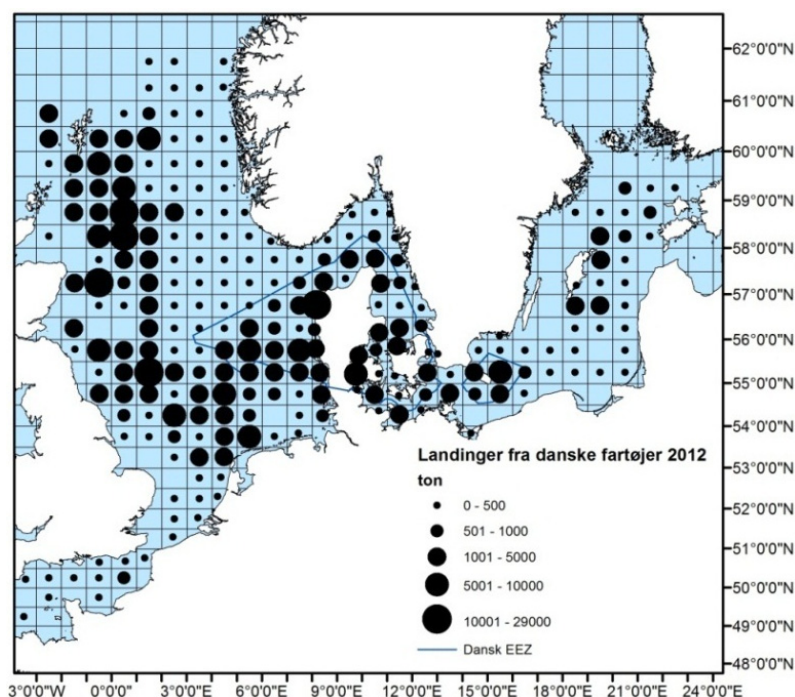
4 Dansk fiskeri

4.1. Generelt

Det danske erhvervsfiskeri foregår primært i Nordsøen, Skagerrak, Kattegat og i Østersøen, men der er også danske fiskere der fisker efter sild i Norskehavet, efter hestemakrel i den vestlige del af den Engelske Kanal og efter blåhvilling og havgalt i farvandet vest for Irland. I denne rapport er det danske erhvervsfiskeri defineret som alle fiskeriaktiviteter med fartøjer, der optræder i NaturErhvervstyrelsens afregningsregister.

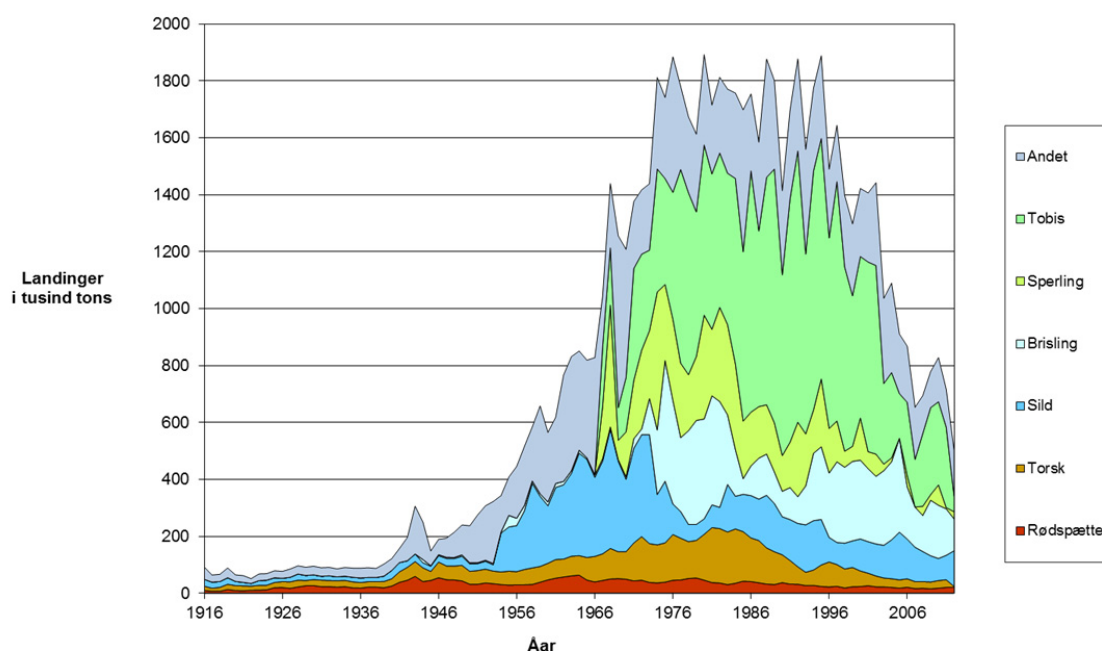
Udbredelsen af det danske erhvervsfiskeri i de primære farvandsområder fremgår af Figur 4.1.1, som viser den geografiske fordeling af landingerne i 2012 af fisk og skaldyr i tons pr. ICES kvadrat (30*30 sømil) fra fiskefartøjer med logbogspligt. Fartøjer lig med eller større end 10 m – i Østersøen 8 m – har pligt til at føre en logbog over fangster og fiskepladser. Totalt blev der af både med logbogspligt i 2012 landet 482.003 tons, og cirklernes størrelse i Figur 4.1.1 afspejler den relative landingsmængde i vægt pr. kvadrat. Læg mærke til at landingerne omfatter både fisk og skaldyr. De ret store landinger angivet f.eks. ved Thyborøn og i Lillebælt udgøres således i høj grad af blåmuslinger.

I tillæg til landinger fra det logbogspligtige danske fiskeri blev der i 2012 afregnet 19.630 ton fisk og skaldyr, som blev fanget af mindre fartøjer uden logbogspligt (2.817 ton) samt af få større fartøjer, hvor fangsterne blev taget i fjernere farvande, eller hvor landingsafregningerne af datatekniske årsager ikke kan kobles direkte til logbogsinformationerne (16.759 ton). Disse fangster er ikke inkluderet i Figur 4.1.1. Den totale danske landingsmængde i 2012 var således på 501.633 ton.



Figur 4.1.1. Fordeling af fangster af fisk og skaldyr i ton pr. ICES kvadrat i 2012 for fartøjer over 10 m (data fra NaturErhvervstyrelsen).

Dansk fiskeri har en lang historie, men udviklede sig især kraftigt efter 2. verdenskrig, hvor der startede et nyt industrifiskeri, som først fangede sild, men sidenhen blev rettet mod de såkaldte industriarter (brisling, sperling og tobis) (Figur 4.1.2). Samtidig steg torskefiskeriet, og dansk fiskeri havde fra 1978 til 1997 en gylden periode, hvor der årligt blev landet mellem 1.4 og 1.9 millioner tons fisk og skaldyr. I de senere år er det dog gået kraftigt tilbage, især for tobisfiskeriet, på grund af et fald i tobisbestanden. Årsagen til tobisbestandens tilbagegang kendes ikke, men for andre fiskeriers vedkommende, som for eksempel fiskeriet efter torsk, er årsagen til tilbagegangen hovedsagelig, at der har været fisket for hårdt på bestandene. I de senere år har fiskeriforvaltningen og fiskeriets struktur desuden ændret sig grundlæggende. Der er kommet stadig mere kontrol af fiskeriet, bådene er blevet større, kvoterne er blevet udloddet i omsættelige fartøjskvoteandele (FKA), og ophugningsstøtte har reduceret antallet af fartøjer.



Figur 4.1.2. Totale landinger af fisk og skaldyr i dansk fiskeri, 1916 – 2012.

I tillæg til det kommercielle fiskeri er der i Danmark et stort *rekreativt fiskeri*. I 2010 var der ca. 35.000 personer, der indløste licens til at fiske med garn/ruse og ca. 200.000, der fik licens til at fiske med stang (Sparrevohn *et al.* 2011). Af disse 200.000 antages det ud fra ældre undersøgelser, at omkring tre fjerdedele fiskede i havet (Bohn & Roth 1997).

4.2. Landinger og indsats i fiskeriet

4.2.1. Generelt

Det danske fiskeri kan opdeles på forskellige redskaber og målarter. I det følgende har vi benyttet EU's standarder for gruppering af fiskerier ud fra de officielle logbøger (de såkaldte DCF metiers), til at opdele erhvervsfiskeriet i mindre grupper og til at beskrive fiskeriindsatsen, fiskeriets udbredelse, artsfordelingen

i fangsterne, værdien af landingerne samt havbundspåvirkningen, affaldsproduktionen og udsmidet (*discarden*). Det samlede fiskeri har vi opdelt i tre grupper:

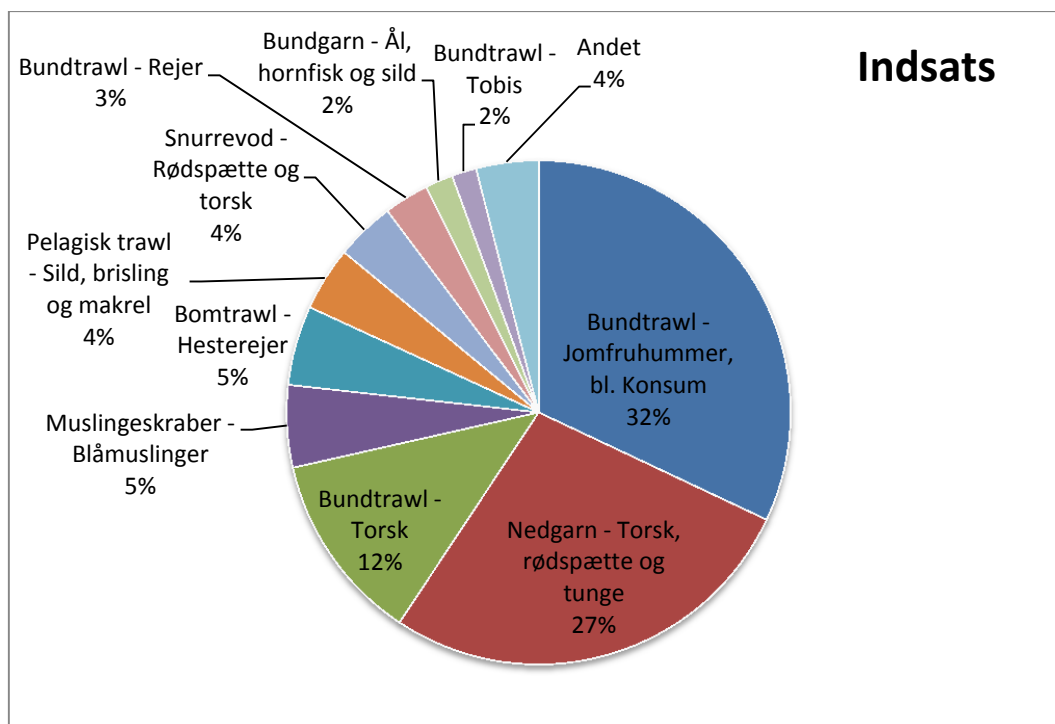
1. Større erhvervsaktive logbogspligtige fiskefartøjer (fartøjer > 10 m, for torskefiskeri i Østersøen ≥ 8 m).
2. Mindre erhvervsaktive fiskefartøjer med pligt til at afgive farvandserklæring, hvor indsatsen og fangsten kun kan lokaliseres til et givent forvaltningsområde, f.eks Kattegat, Skagerrak, vestlige Østersø, etc. (fartøjer < 10 m, for Østersøen < 8 m)
3. Rekreativt fiskeri med stang eller passive redskaber (garn eller ruser)

4.2.2. Større fiskefartøjer

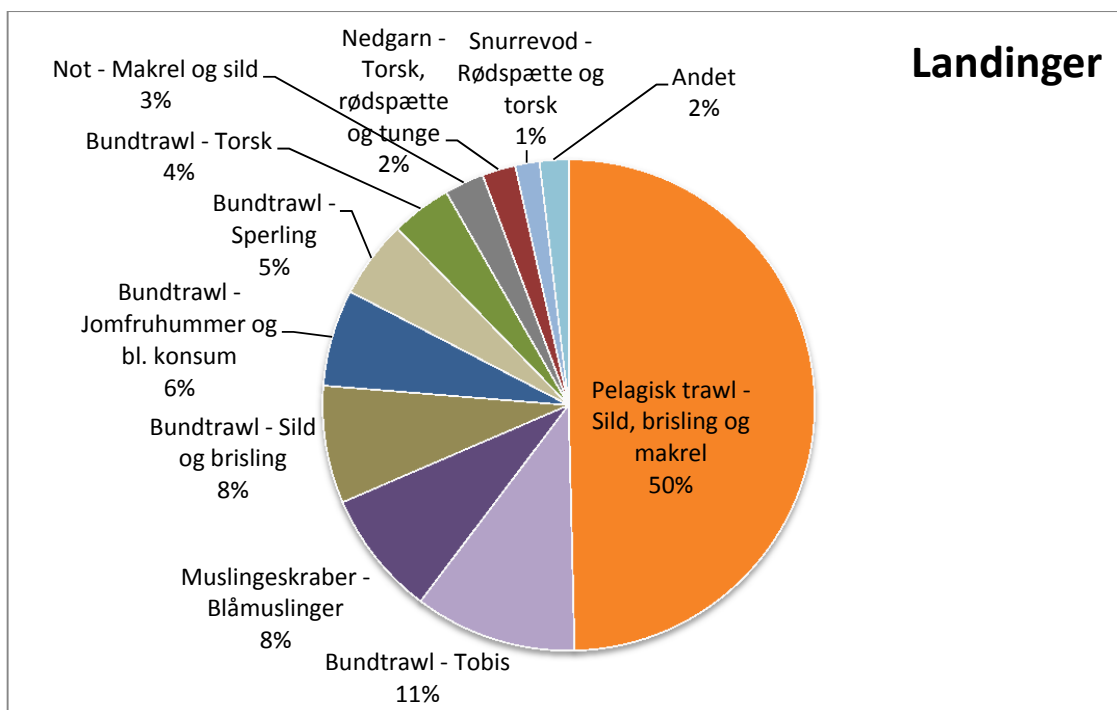
Større erhvervsaktive logbogspligtige fiskefartøjer (fartøjer ≥ 10 m, for Østersøen ≥ 8 m) landede samlet 482.003 ton fisk og skaldyr til en værdi af ca. 2,7 milliarder kroner i 2012 og brugte 81.875 indsatsdage (Tabel 4.2.1, Figur 4.2.1, 4.2.2 og 4.2.3). Set samlet over de forskellige redskabstyper var de økonomisk mest vigtige arter sild, brisling og makrel samt jomfruhummer, torsk og rødspætte. Som det fremgår af tabellen, stod det pelagiske fiskeri (trawl- og notfiskeri efter sild, brisling og makrel) for ca. 50 % af den totale landingsmængde og ca. 40 % af den totale værdi, men kun for ca. 4 % af indsatsdagene. Det skyldes, at det kun er de allerstørste både, som deltager i dette fiskeri. I Tabel 4.2.1 vises de typiske dybder og bundtyper de steder, hvor de forskellige fiskerier foregår. Disse oplysninger er relevante for vurderingen af fiskeriernes miljøpåvirkning.

Tabel 4.2.1. Indsats, landinger og landingsværdi for de større danske fartøjer i 2012 opdelt på redskabstyper og primære målarstgrupper og med angivelse af typiske dybder og bundtyper for de enkelte fiskerier. Typisk dybde er angivet i meter.

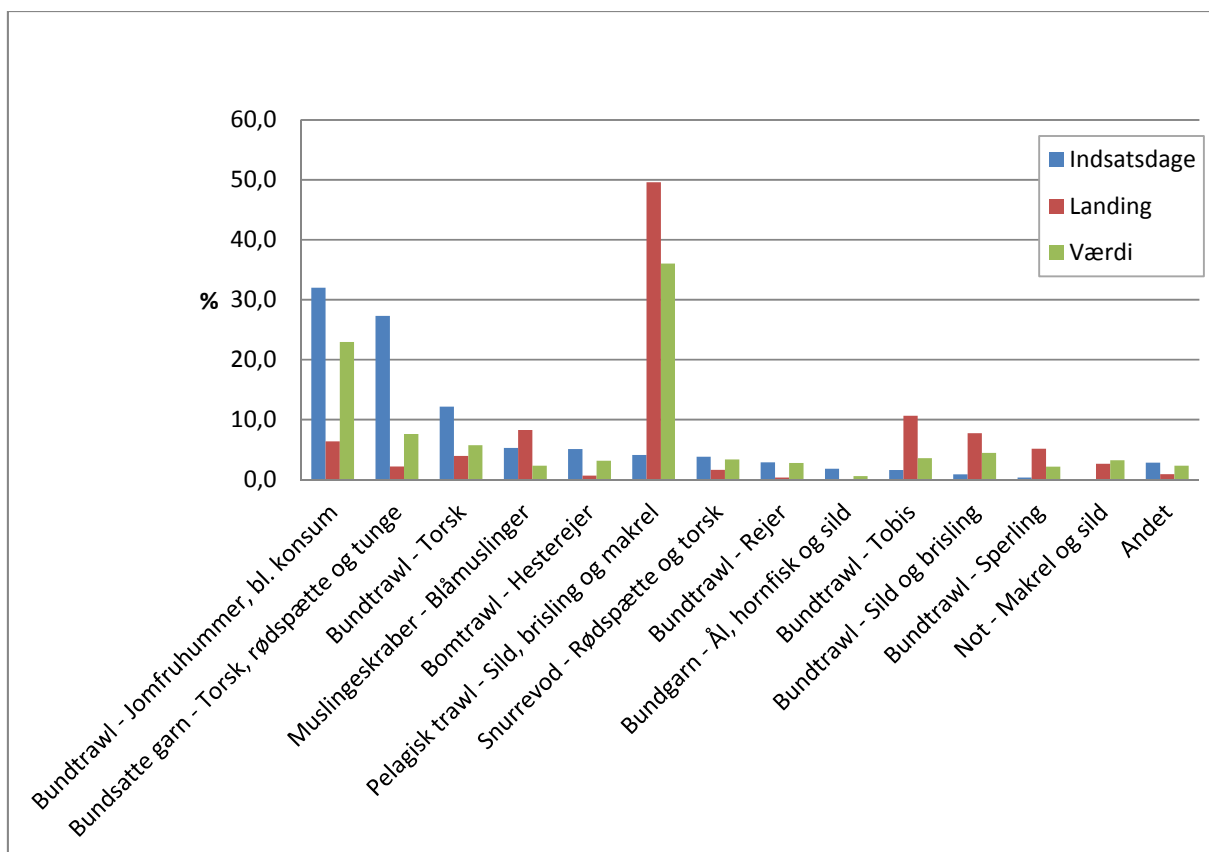
Redskaber		Primære målarstgrupper	Dybde	Bundtype	Indsatsdage	Landinger (ton)	Værdi (mio.kr)
Aktive redskaber	Musl.skraber	Blåmuslinger	< 20	Mudder/sand	4.317	39.755	62
		Hesterejer	< 20	Sand	4.173	3.116	84
	Bundtrawl	Rødspætter	> 20	Sand	318	1.505	21
		Jomfruh.+ konsum	> 20	Mudder/sand	26.190	30.698	619
		Rejer	> 20	Mudder	2.346	1.582	74
		Sperling	> 20	Mudder/sand	274	24.728	58
		Torsk og rødspætte	> 20	Blandet	9.953	18.981	154
		Tobis	> 20	Sand	1.298	51.340	96
		Sild og brisling	> 20	Blandet	705	37.262	120
	Skotsk vod	Torsk og kuller	> 20	Sand/hård	410	1.873	30
	Snurrevod	Rødspætte og torsk	> 20	Sand	3.104	7.713	90
	Pelagisk trawl	Sild, brisling, makrel	> 20	Blandet	3.363	239.107	972
	Not	Makrel og sild	> 20	Blandet	44	12.584	87
Passive redskaber	Nedgarn	Torsk, rødsp., tunge	> 10	Blandet	22.350	10.536	205
	Bundgarn	Ål, hornfisk og sild	< 10	Blandet	1.470	379	15
	Ruser	Ål	< 10	Blandet	41	2	0
	Tejner	Krabber	> 10	Hård	166	32	1
	Bund langliner	Torsk	> 20	Hård	840	333	4
	Driv. langliner	Laks	> 20	Blandet	348	103	4
	Stangliner	Makrel	>10	Blandet	165	372	3
Total					81.875	482.003	2.698



Figur 4.2.1. Indsats, målt som fiskedage for de større fartøjer i 2012, opdelt på redskaber og primære målarter. Grupper, der hver udgør mindre end 1 %, er slået sammen i gruppen 'Andet'.



Figur 4.2.2. Landinger for de større fartøjer i 2012, opdelt på redskabstyper og primære målarter. Grupper, der hver udgør mindre end 1 %, er slået sammen i gruppen 'Andet'.



Figur 4.2.3. Indsats (fiskedage), landinger og tilsvarende værdi for de større fartøjer i 2012, opdelt procentvis på redskabs-typer og primære målarstgrupper. Grupper, hvor alle tre mål hver udgør mindre end 1 %, er slået sammen i gruppen 'Andet'.

4.2.3. Mindre fiskefartøjer

De mindre fiskefartøjer landede samlet 2.817 ton fisk og skaldyr til en værdi af ca. 62 millioner kroner i 2012, og brugte 23.065 indsatsdage (Tabel 4.2.2, Figur 4.2.4, 4.2.5 og 4.2.6). Set samlet over de forskellige redskabstyper var de økonomisk vigtigste arter rødspætter og torsk. Ligesom i Tabel 4.2.1 har vi også i Tabel 4.2.2 angivet typiske dybder og bundtyper for de forskellige fiskerier.

Den samlede indsats for de mindre erhvervsfartøjer udgør ca. 28 % af indsatsen for de større fartøjer, mens landingerne kun udgør ca. 1 %. Når de små fartøjer fisker markant flere dage per landet ton, skyldes det primært, at små fartøjer fisker med mindre redskaber og derfor har lavere fangstevne/kapacitet per fiskedag, men også, at de ikke er sødygtige nok eller har tilstrækkelig lastekapacitet til at fiske i mere åbne havområder efter stimedannende fisk som tobis, sild og makrel.

Tabel 4.2.2. Indsats, landinger og landingsværdi for de mindre fartøjer i 2012, opdelt på redskabstyper, primære målartsgrupper og med angivelse af typiske dybder (m) og bundtyper.

Redskaber		Primære Målartsgrupper	Typisk dybde	Bundtype	Indsats-dage	Landing (ton)	Værdi (mio. kr.)
Aktive redskaber	Bundtrawl	Rødspætter	> 20	bl./sand	639	47	1,8
Passive redskaber	Nedgarn	Rødspætte, torsk	> 10	blandet	17.904	2.342	47,5
	Bundgarn	Ål, torsk og sild	< 20	blandet	4.215	386	11,5
	Ruser	Ål	< 20	blandet	111	8	0,6
	Bund liner	Torsk	> 10	blandet	196	35	0,3
Total					23.065	2.817	61,8

4.2.4. Rekreativt fiskeri

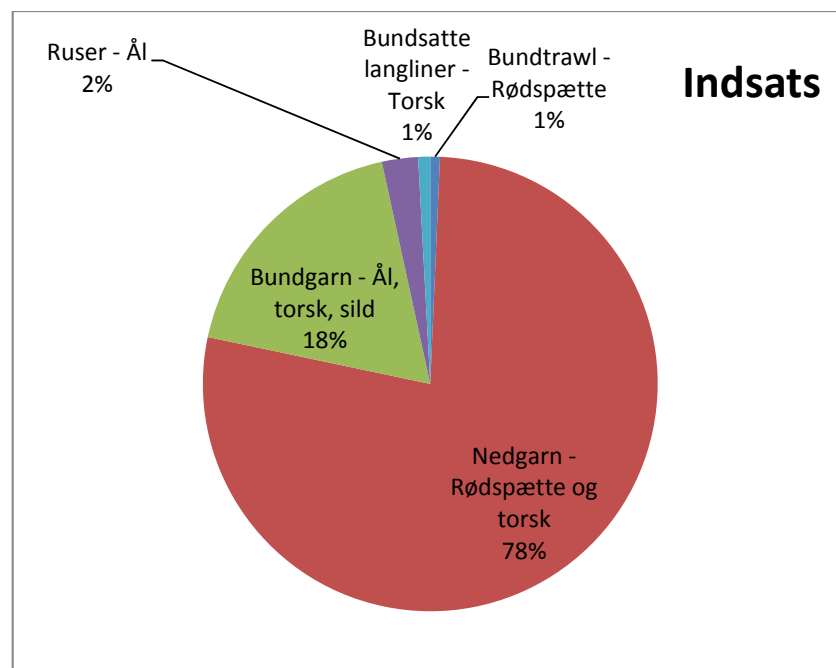
De primære arter i det rekreative fiskeri er torsk, skrubbe, ål og havørred. Fangsterne af torsk, ål og havørred er blevet estimeret af DTU Aqua og Danmarks Statistik gennem interviewundersøgelser (Sparrevohn *et al.* 2011), men for andre arter er fangstmængden ukendt.

I det rekreative fiskeri fanges ål næsten udelukkende med kaste-eller pæleruser. I 2009 og 2010 blev der fanget henholdsvis 104 t og 116 t (Tabel 4.2.3). Torsk fanges både med stang, ruse og garn og den totale torskefangst var 1.231 t i 2009 og 1.666 t i 2010. På landsplan svarer det til omkring 5.5 % af de totale torskefangster; men lokalt varierer procentdelen fra 1-40 %. I Øresund udgjorde den rekreative fangst således 40 % af den totale fangst i 2010 hvoraf stang-fiskeriet stod for langt størstedelen.

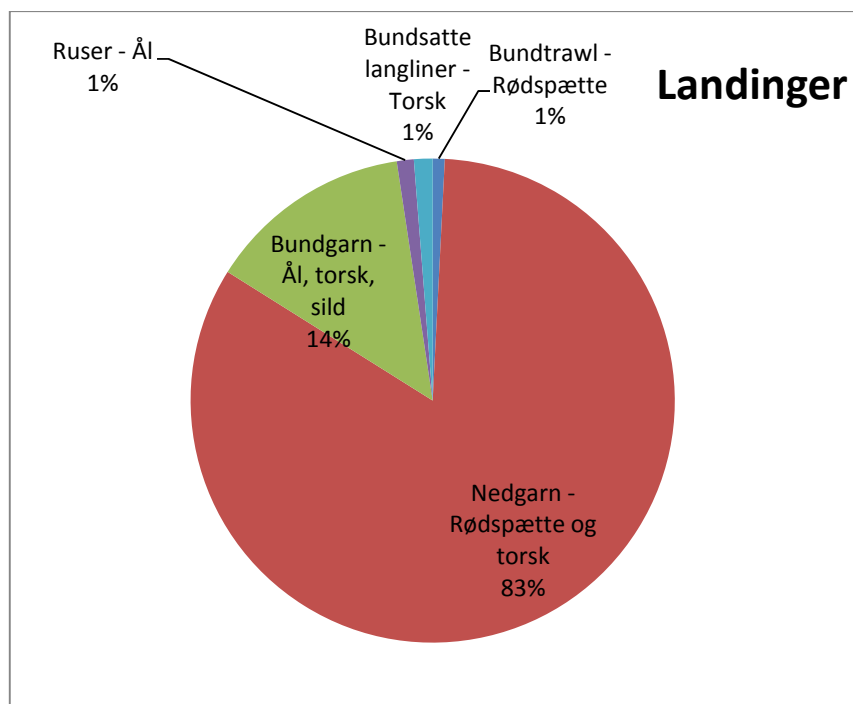
Tabel 4.2.3. Totale fangster i det rekreative fiskeri og landinger i erhvervsfiskeriet for ål, havørred og torsk. Den gennemsnitlige andel (Gns.) af det rekreative fiskeri af de totale fangster angivet i procent (%). Fangsterne af havørred er behæftet med stor usikkerhed (se tekst).

Art	Rekreativ fangst (t)		Erhvervs landinger (t)		Gns. % rekreativ fangst
	2009	2010	2009	2010	
Ål	104	116	454	408	20
Torsk	1.231	1.666	24.629	25.109	5,5
Havørred	-	600		9	99

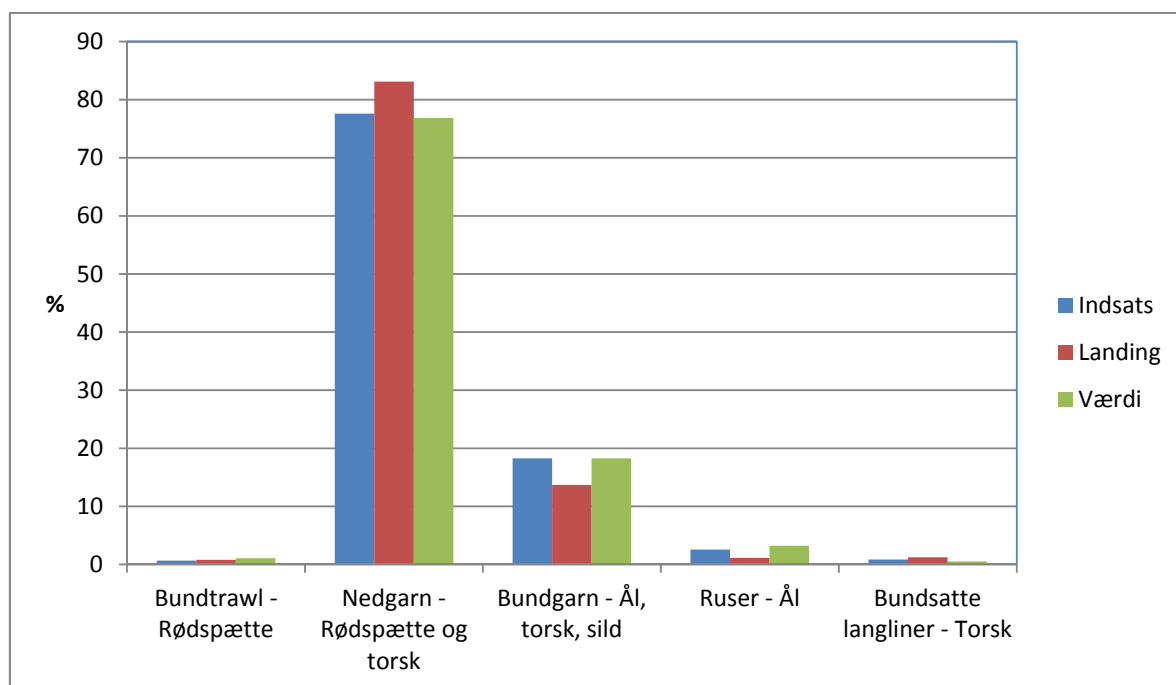
Totalt blev der i 2010 (inklusive ferskvandsfangster) fanget 600 t havørred i det rekreative fiskeri (Sparrevohn *et al.* 2011). Kommercielt er havørred af mindre betydning, og i 2010 blev der kun landet ca. 9 t. Begge tal er dog behæftede med stor usikkerhed, idet et vist antal ørred landes som laks, da det kan være ganske svært at skelne mellem de to arter. For både ål, torsk og havørred gælder, at en del fisk genudsættes levende af fiskerne, men genudsætningen er ikke opgjort i vægt. Der findes ingen estimater af fangsten af andre arter i det rekreative fiskeri. For det rekreative garnfiskeri vides det dog, at skrubben er en vigtig art og i visse områder udgør hovedparten af garnfangsterne (Flintegård *et al.* 1983, Pedersen *et al.* 2005).



Figur 4.2.4. Indsats, målt som fiskedage, for de mindre fartøjer i 2012, opdelt procentvis på redskabstyper og primære målarstgrupper.



Figur 4.2.5. Landinger for de mindre fartøjer i 2012, opdelt procentvis på redskabstyper og primære målartsgrupper.



Figur 4.2.6. Indsats (fiskedage), landinger og tilsvarende værdi for de mindre fartøjer i 2012, opdelt procentvis på redskabstyper og primære målartsgrupper.

4.3. Redskaber og fiskeriindsats

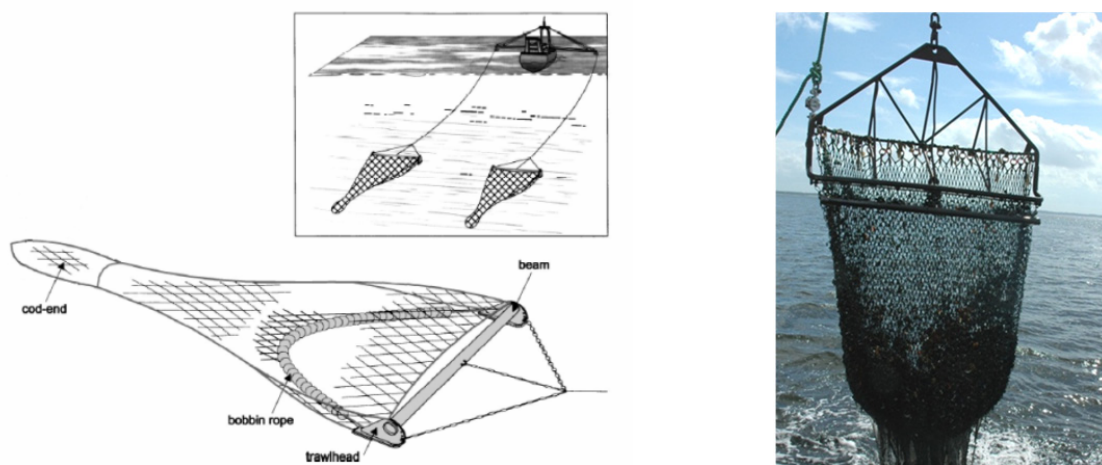
De forskellige redskabstyper påvirker havmiljøet forskelligt, og de enkelte fiskerier vil derfor i det følgende blive beskrevet enten enkeltvis eller i grupper afhængigt af forskelle (eller ensartethed) i redskabsbrug og formodet miljøpåvirkning. Udbredelsen af erhvervsfiskeri med mindre fartøjer kendes kun på farvandsniveau, og påvirkningen kan derfor kun skønnes ud fra generaliseringer af påvirkningen fra de store fartøjer.

I Figur 4.3.2, såvel som i de efterfølgende VMS-plots over de forskellige fiskeriers udbredelse og intensitet, er der kun medtaget VMS signaler fra perioder, hvor det antages, at fartøjerne fisker aktivt - i modsætning til perioder, hvor fartøjerne sejler til og fra havn, ligger stille f.eks. på grund af dårligt vejr eller for natten, eller søger efter fisk med sonar og ekkolod. Bedømmelsen af om et fartøj fisker eller ej baserer sig på fartøjernes hastighed beregnet ved hjælp af VMS registreringer, og kendskab til den arbejdsangang og det døgnmønster, der kendetegner det pågældende fiskeri. Det skal understreges at der her kun tages højde for dansk fiskeri og det kan derfor ikke udelukkes at anderledes fiskerimønstre kan være gældende for udenlandske fartøjer.

4.3.1. Redskaber, fiskeriudbredelse og fiskeriintensitet for de store fartøjer

Muslingeskraber blåmuslinger; bomtrawl rødspætter; bomtrawl hesterejer

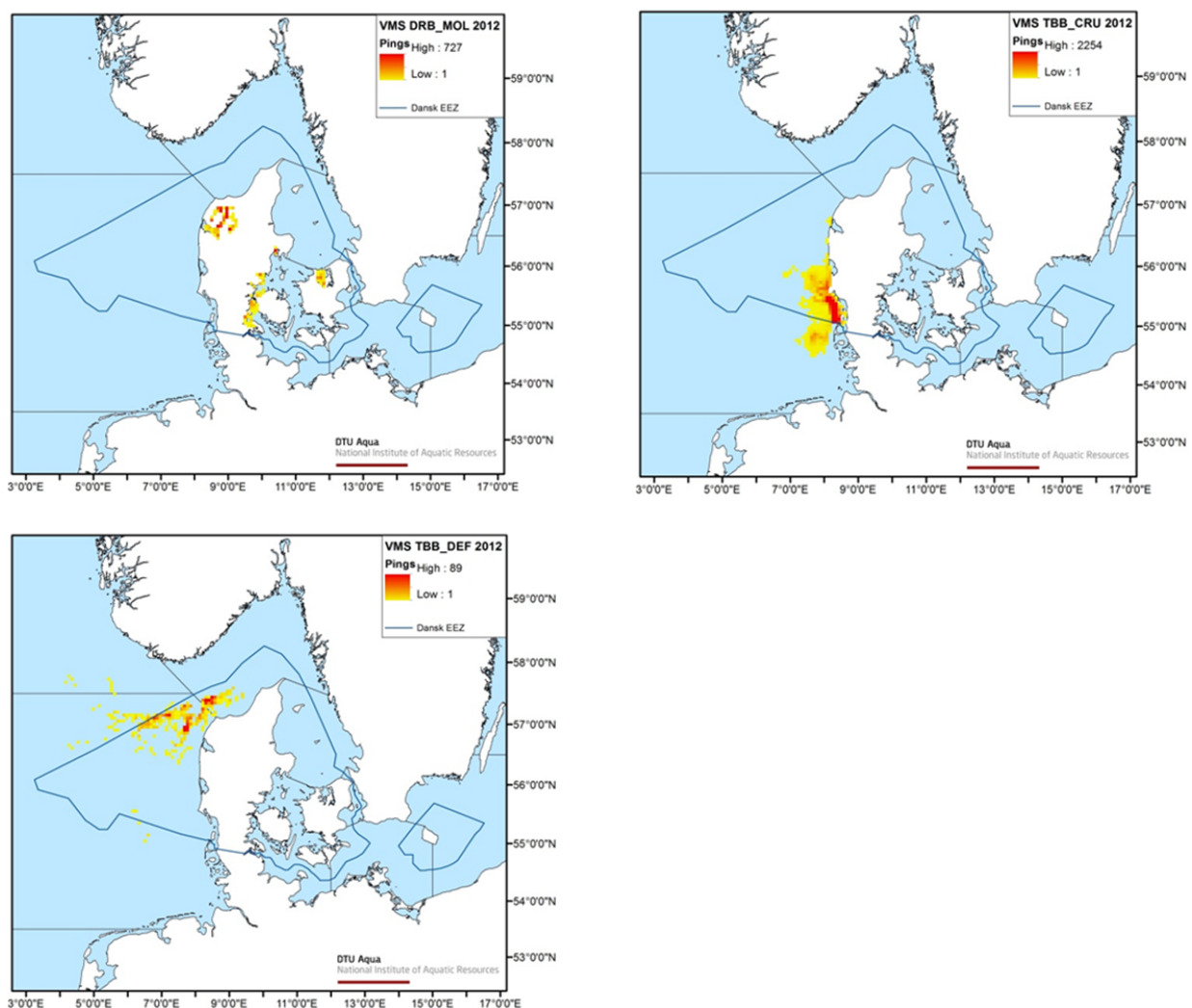
De tre nævnte fiskerier anvender alle et redskab, som består af en stiv ramme med fast bredde, hvorpå der er monteret et net. For fiskeriet efter muslinger og hesterejer er den maksimale bredde for redskabet defineret i lovgivningen (muslingeskraber 2 meter, bomtrawl til hesterejer 10 m), mens der for bomtrawl til rødspætter ikke er et krav om en maksimal bredde i loven. I modsætning til bomtrawl til fladfisk benyttes der ikke kædemåtter på bomtrawl til hesterejer, og disse bomtrawl er bl.a. derfor ofte 5-6 gange lettere og har væsentligt mindre bundpåvirkning end bomtrawl til fladfisk (ICES 2007a). I alle tre fiskerier anvendes der typisk to redskaber samtidigt, som bliver fisket fra en bom på hver sin side af fartøjet (Figur 4.3.1).



Figur 4.3.1. Bomtrawler til fiskeri efter hesterejer (til venstre), samt blåmuslingeskraber (til højre). Se FAO(2014).

I 2012 var der 4.317 indsatsdage i fiskeriet efter blåmuslinger, 4.173 indsatsdage i hesterejefiskeriet og 318 dage i bomtrawlfiskeriet efter rødspætter, Tabel 4.2.1.

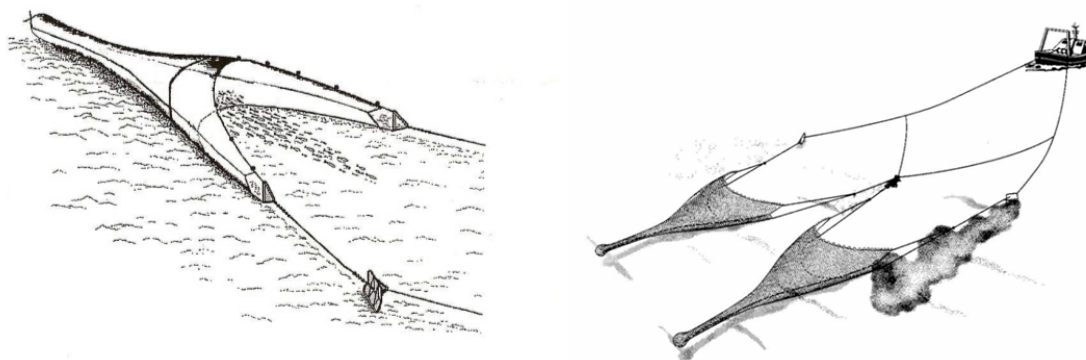
Fælles for de tre fiskerier er, at de foregår i forholdsvis afgrænsede havområder (Figur 4.3.2), hvilket for fiskeriet efter rødspætter med bomtrawl formentlig primært skal forklares med den begrænsede indsats (318 dage i 2012). For blåmuslinge- og hesterejefiskeriet er der derimod tale om en stor indsats i forholdsvis afgrænsede, kystnære områder, hhv. Limfjorden, Lillebælt og Isefjorden og langs den jyske vestkyst (Figur 4.3.2). Intensiteten af de to fiskerier må således karakteriseres som høj på de primære fiskepladser. Dog skal det bemærkes at redskabsbredden (og dermed det bundareal som påvirkes) i muslingefiskeriet er 2 m eller mindre sammenlignet med en bredde på 10 m i bomtrawlfiskeriet efter hesterejer.



Figur 4.3.2. Udbredelse og intensitet i 2012 af dansk fiskeri efter blåmuslinger (øverst til venstre), efter hesterejer (øverst til højre) og efter rødspætter med bomtrawl (nederst til venstre). Figurene viser VMS-registreringer for fartøjer over 12 m. Bemærk at farveskalaen for de tre VMS-plot repræsenterer forskellige talværdier.

Bundtrawl efter dybvandsrejer; jomfruhummer og blandet konsum; sperling; torsk

I disse fiskerier anvendes der typiske bundtrawl fisket enkelt eller dobbelt (Figur 4.3.3) og i sjældnere tilfælde flere end to trawl (i enkelte tilfælde ”deler” to fartøjer den samme trawl- benævnt partrawling).

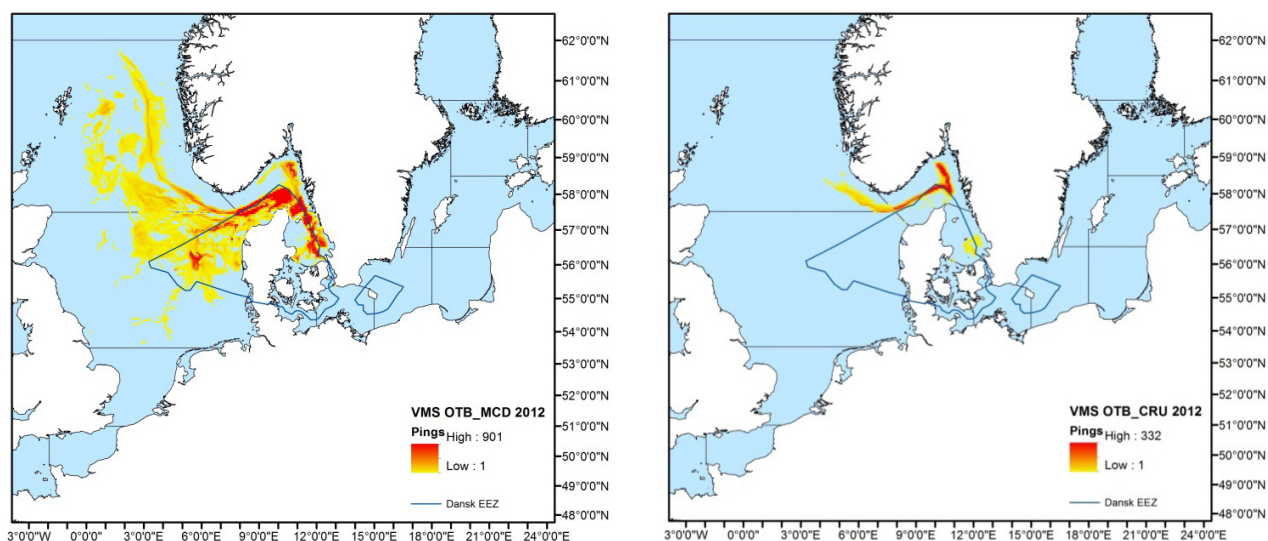


Figur 4.3.3. Bundtrawl, enkelt (til venstre) og dobbelt (til højre). Se FAO(2014).

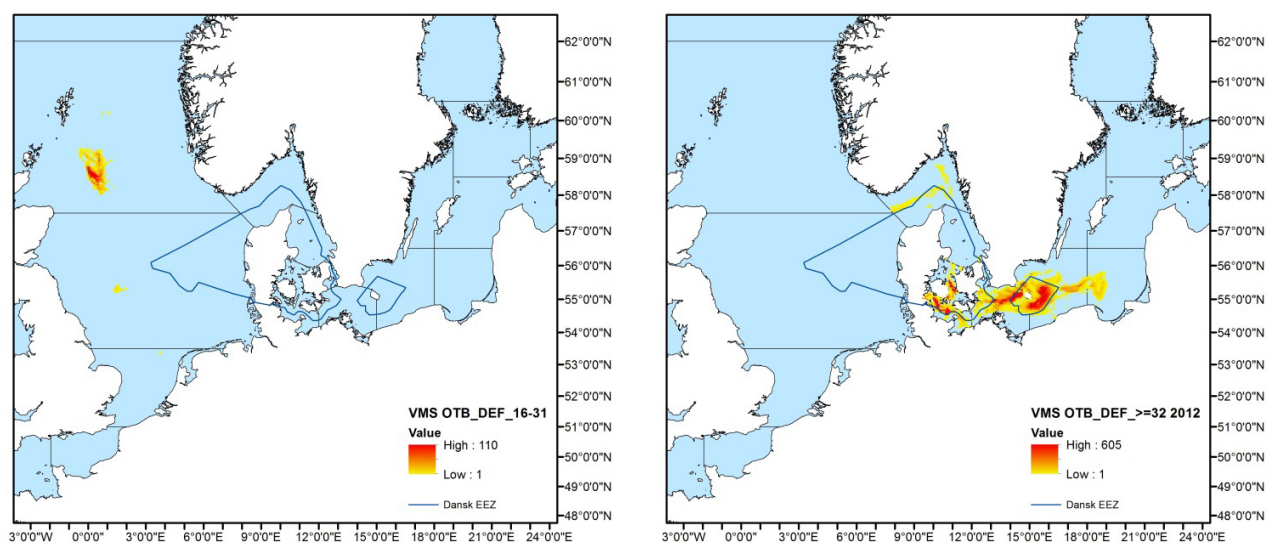
I 2012 var der 26.190 indsatsdage i fiskeriet efter jomfruhummer og blandet konsumfisk, 2.346 indsatsdage i fiskeriet efter dybvandsrejer, 274 indsatsdage i fiskeriet efter sperling og 9.953 indsatsdage i fiskeriet efter torsk, Tabel 4.2.1. Fordelingen og intensiteten af indsatserne for fartøjer over 12 meter (fartøjer udstyret med VMS) fremgår af Figur 4.3.4 og Figur 4.3.5.

Udbredelsen af fiskeriet efter jomfruhummer og blandet konsum er stor (Figur 4.3.4 til venstre). Størstedelen af indsatsen ligger imidlertid i det sydlige Skagerrak og ned igennem det centrale Kattegat hvor der bliver fisket med relativt høj intensitet. Fiskeriet efter dybvandsrejer foregår næsten udelukkende i den dybe del af Skagerrak og den østligste del af Nordsøen. På trods af en relativt begrænset indsats er intensiteten af fiskeriet derfor forholdsvis høj i det begrænsede område, hvor fiskeriet foregår.

Bundtrawlfiskeriet efter sperling har en lille geografisk udstrækning og foregår næsten udelukkende på Fladen grund. I 2012 var indsatsen lav (pga. lav kvote) og intensiteten dermed forholdsvis lille. Det skal dog bemærkes, at fiskeriet (og intensiteten) svinger meget fra år til år, som følge af meget varierende bestands- og kvotestørrelser. Torskefiskeriet med bundtrawl foregår primært i Bælthavet og i den vestlige og østlige Østersø, hvor intensiteten i visse større områder (f.eks. omkring Bornholm, i Storebælt og i det sydlige Lillebælt) er høj (Figur 4.3.5).



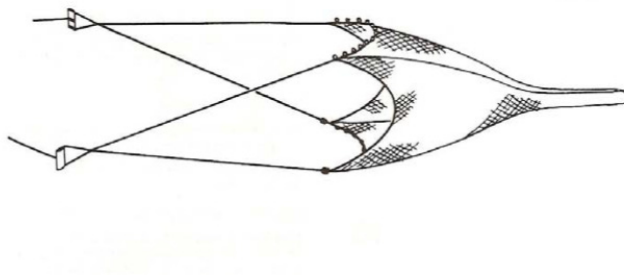
Figur 4.3.4. Udbredelse og intensitet i 2012 af dansk fiskeri med bundtrawl efter jomfruhummer og blandet konsum (til venstre), efter dybvandsrejer (til højre). Figurerne viser VMS-registreringer for fartøjer over 12 m. Bemærk, at farveskalaen for de to VMS-plot repræsenterer forskellige talværdier.



Figur 4.3.5. Udbredelse og intensitet i 2012 af dansk fiskeri med bundtrawl efter sperling (til venstre) og efter torsk og blandet konsum (til højre). Figurerne viser VMS-registreringer for fartøjer over 12 m. Bemærk, at farveskalaen for de to VMS-plot repræsenterer forskellige talværdier.

Bundnært trawlfiskeri efter tobis; sild og brisling

I logbøgerne er der angivet et bundtrawlsfiskeri (redskabstype "OTB") efter tobis, sild og brisling. Trawlen, der anvendes til fangst af disse arter fisker tæt ved bunden, men er dog ikke en typisk bundtrawl, som den der anvendes til f.eks. jomfruhummer og blandet konsum, hvor trawlen primært er designet med fokus på bredden af det fiskede areal (Figur 4.3.3). Det er fælles for tobis, sild og brisling, at de ofte optræder i store stimer fri af bunden, og derfor mest hensigtsmæssigt fanges med en trawl med fokus på både højde og bredde, som i traditionelle pelagiske trawl (Figur 4.3.6). Ofte har disse trawl en moderat bundkontakt, og påvirkningsgraden må dermed formodes at være lavere end for den klassiske bundtrawl.

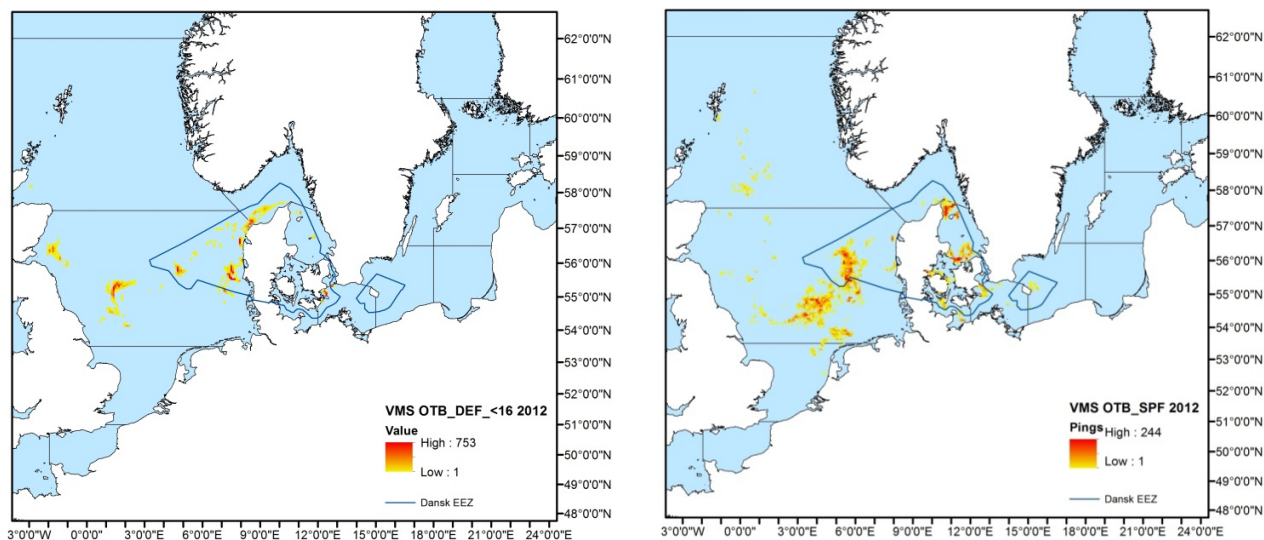


Figur 4.3.6. Pelagisk trawltype til bundnært fiskeri efter tobis, sild og brisling. Se FAO(2014).

I 2012 var der 1.298 indsatsdage i fiskeriet efter tobis og 705 indsatsdage i det bundnære fiskeri efter sild og brisling. Fordelingen og intensiteten af indsatserne for fartøjer over 12 meter (fartøjer med VMS) fremgår af Figur 4.3.7.

Trawlfiskeriet efter tobis foregår primært på Doggerbanke og på sandede lavvandede banker i den østligste del af Nordsøen (Figur 4.3.7 til venstre). I 2012 var indsatsen i tobisfiskeriet lille på grund af en lille kvote og intensiteten ligeledes relativt lav. I år med en større kvote vil såvel indsats som udbredelse typisk være større, men lokalt på de primære fiskepladser kan intensiteten være forholdsvis høj. De årlige variationer i indsatsen skyldes – som for sperling – en meget variabel bestandsstørrelse og deraf følgende variabel kvote.

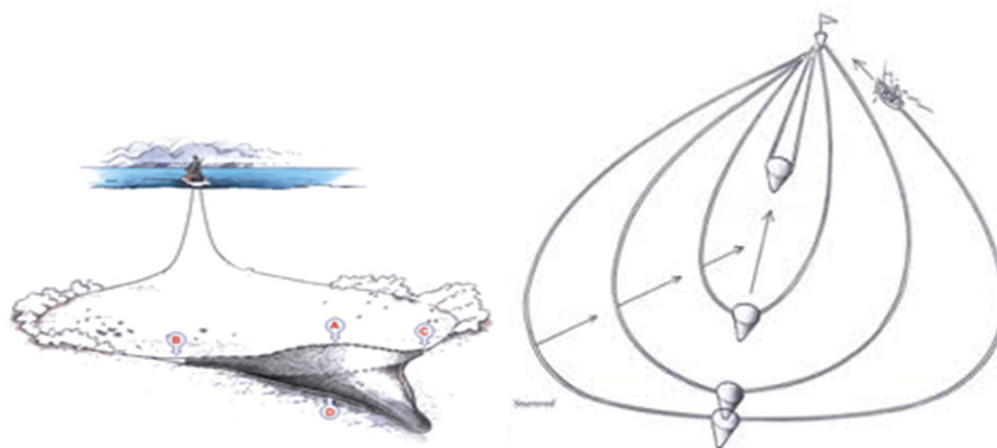
Det bundnære trawlfiskeri efter sild og brisling foregår primært over et større område i den centrale Nordsø og i lidt mindre grad i det nordlige og sydlige Kattegat. Indsatsen og intensiteten i dette fiskeri er forholdsvis begrænset - 705 dage i 2012 (Tabel 4.2.1 og Figur 4.3.7 til højre).



Figur 4.3.7. Udbredelse og intensitet i 2012 af dansk fiskeri efter tobis (til venstre) og bundnært trawlfiskeri efter sild og brisling (til højre). Figurerne viser VMS-registreringer for fartøjer over 12 m. Bemærk at farveskalaen for de to VMS-plot repræsenterer forskellige talværdier.

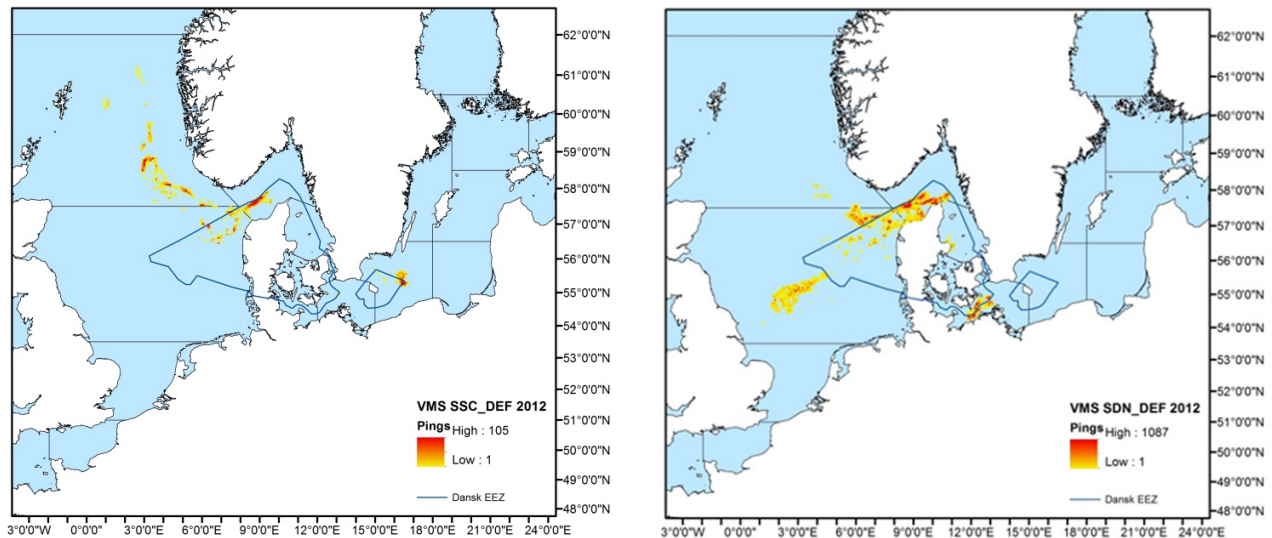
Skotsk vod efter torsk og kuller; snurrevod efter rødspætter og torsk

Snurrevod og skotsk vod (såkaldt fly shooting) (Figur 4.3.8) anvendes i det danske fiskeri til fangst af torsk og rødspætte. De største forskelle på de to vodtyper er, at der til skotsk vod bruges tykkere tove (ofte wire), større motorkraft og at fartøjet sejler fremad, mens der hives hjem. På den måde fisker man med skotsk vod et større areal med tungere grej end ved traditionelt snurrevods fiskeri, men også med væsentligt højere udgifter til brændstof og med større slid på grejet.



Figur 4.3.8. Skotsk vod (fly-shooting) til venstre og traditionelt snurrevod til højre. Se FAO(2014).

I 2012 var der 410 indsatsdage i fiskeriet med skotsk vod efter torsk og kuller, mens der i snurrevods-fiskeriet efter primært rødspætter var 3.104 indsatsdage. Fordelingen og intensiteten af indsatsen ses af Figur 4.3.9.



Figur 4.3.9. Udbredelse og intensitet i 2012 af dansk fiskeri efter torsk og kuller med skotsk vod (til venstre) og efter rødspætter og torsk med snurrevod (til højre). Figureerne viser VMS-registreringer for fartøjer over 12 m. Bemærk at farveskalaen for de to VMS-plot repræsenterer forskellige talværdier.

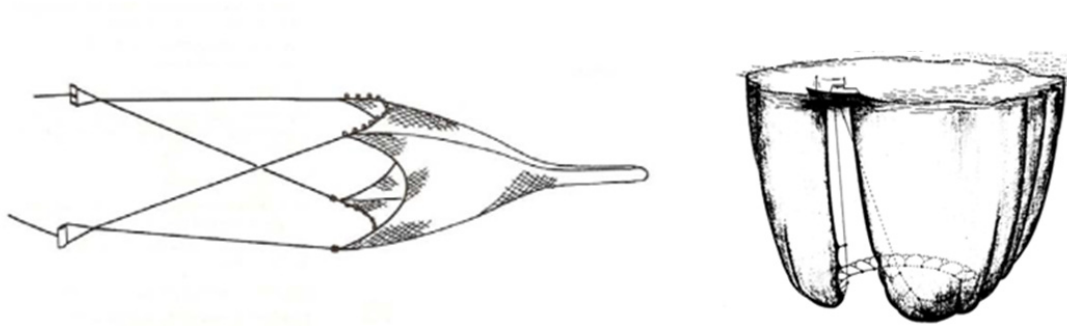
Fiskeriet med skotsk vod efter torsk og kuller foregår i den østlige Nordsø og det vestlige Skagerrak langs kanten af Norske Rende samt i den centrale, østlige Østersø (Figur 4.3.9 til venstre). Indsatsen i dette fiskeri er meget begrænset (410 dage i 2012) og intensiteten således også lav.

Snurrevods-fiskeriet efter rødspætter og torsk foregår på Dogger Banke, i den østlige Nordsø, i det sydlige Skagerrak og i den vestlige Østersø. Fiskepladserne er delvist overlappende med dem, der benyttes til fiskeri med skotsk vod, men det almindelige snurrevods-fiskeri foregår typisk på lidt lavere vanddybder og i mere sandede områder. Lokalt er intensiteten i snurrevods-fiskeriet ganske høj.

Pelagisk trawl og not/snurpenot efter makrel, sild og brisling

Det danske, kommercielle fiskeri efter pelagiske arter (primært makrel, sild og brisling) foregår typisk med pelagiske trawl og not/snurpenot (Figur 4.3.10).

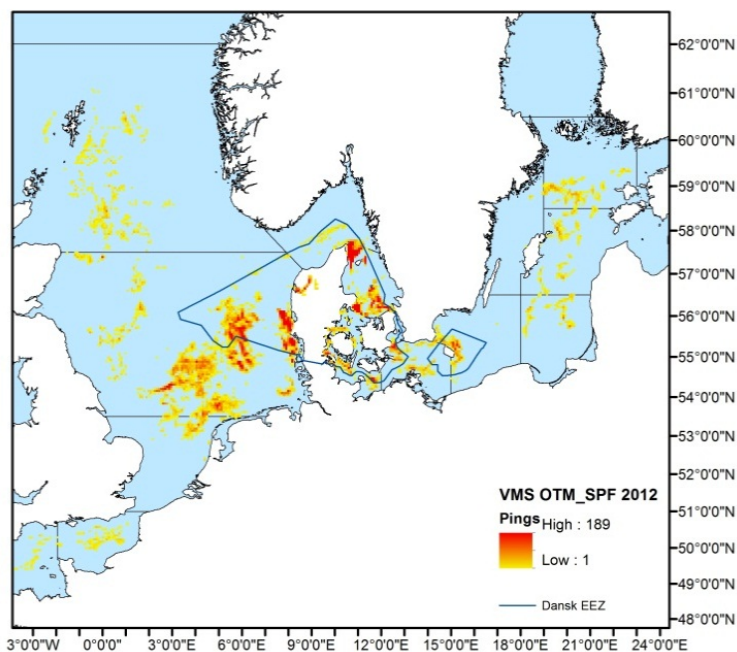
I 2012 var der 3.363 indsatsdage i det pelagiske trawlfiskeri efter makrel, sild og brisling, mens der i not fiskeriet var 44 indsatsdage, Tabel 4.2.1. Fordelingen og intensiteten af indsatserne for fartøjer over 12 meter fremgår af Figur 4.3.11.



Figur 4.3.10. Pelagisk trawl (til venstre) og not/snurpenot (til højre). Se FAO(2014).

Det pelagiske trawlfiskeri efter makrel, sild, brisling og andre pelagiske fisk foregik i 2012 over det meste af Nordsøen, i store dele af Skagerrak, Kattegat, i indre danske farvande inklusive Limfjorden, i Østersøen, og i mindre grad i den Engelske Kanal samt Norskehavet og farvandet vest for Irland (de to sidstnævnte områder er ikke med på VMS kortene).

Notfiskeriet efter pelagiske arter var meget begrænset i 2012 (44 indsatsdage) og udbredelsen begrænser sig til nogle få afgrænsede områder i den nordlige Nordsø, som kun er fisket med forholdsvis lav intensitet. Selvom om indsatsen i det pelagiske trawlfiskeri i en række mindre områder i Nordsøen og Kattegat er forholdsvis koncentreret, er intensiteten dog alligevel ret lav, som en følge af den begrænsede totale fiskeriindsats (3.363 dage). For begge fiskerierne gælder, at bifangsterne er meget små og at redskaberne ikke har nogen fysisk bundkontakt.

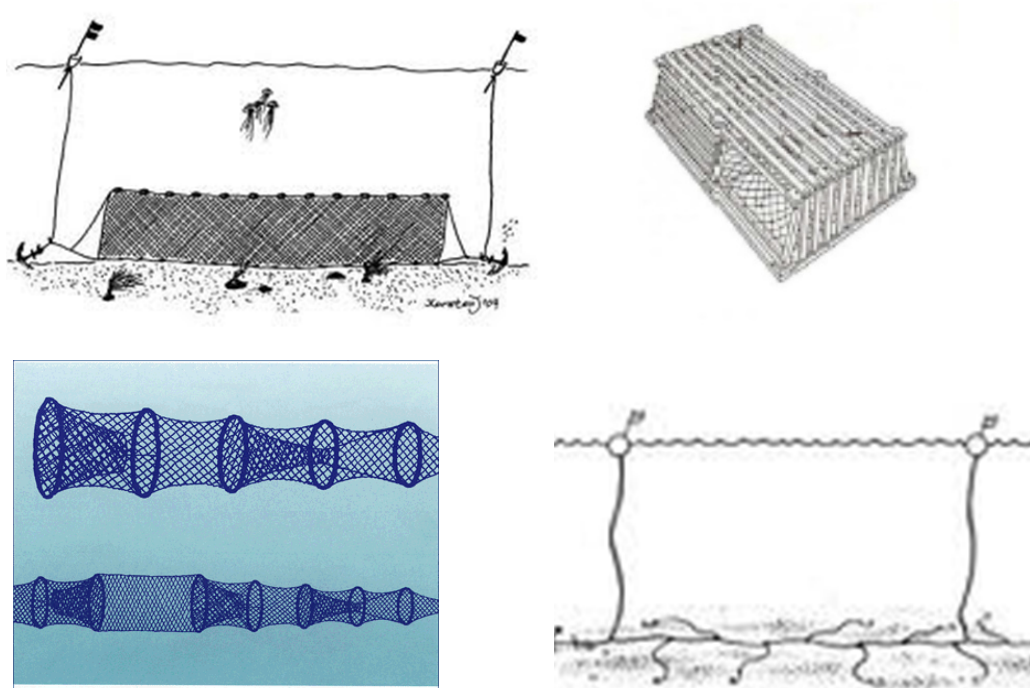


Figur 4.3.11. Udbredelse og intensitet af dansk fiskeri efter makrel, sild og brisling med pelagisk trawl. Figuren viser VMS-registreringer for fartøjer over 12 m.

Nedgarn, tejner, ruser og bundsatte langliner

Nedgarn er et passivt fiskeredskab bestående af lodrette netpaneler af varierende maskestørrelser, der sættes hen over bunden. Garnene holdes oprejst i vandet ved brug af små flydere i toppen af panelerne og vægtbelastning i bunden (Figur 4.3.12). Fiskene bliver fanget, når de svømmer ind i garnet og sidder fast, typisk med gællerne eller finnerne. Nedgarn findes i mange forskellige udformninger og bruges i stort omfang af danske erhvervsfiskere til fangst af en lang række større arter med torsk, rødspætte, tunge og pighvar som nogle af de hyppigste.

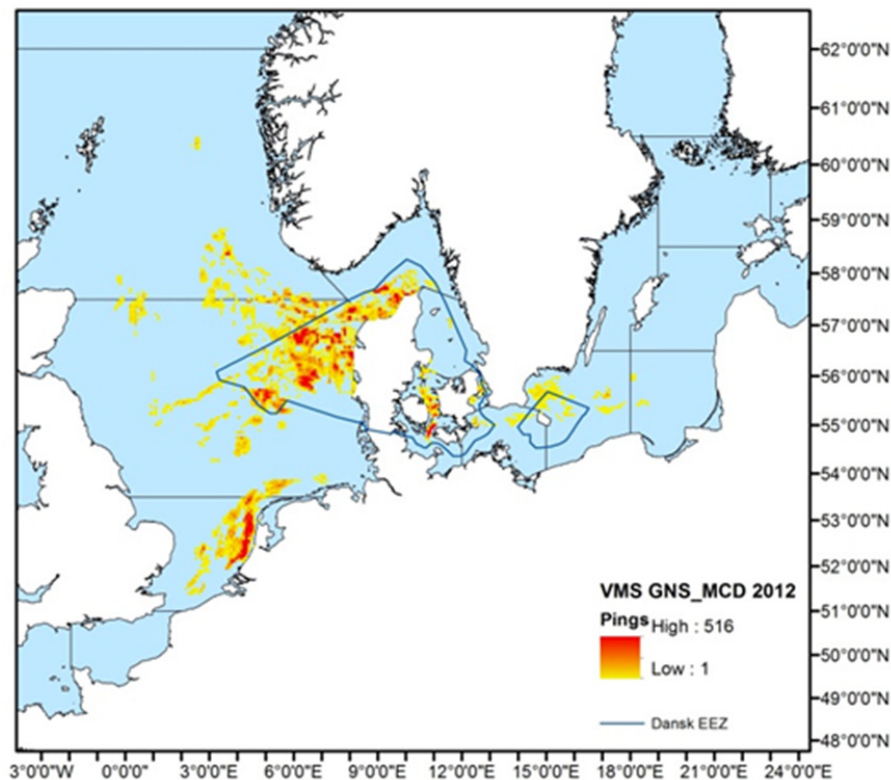
Tejner er net- eller tremmebure med agn i (ofte fiskeaffald), der fiskes i serier på lange liner og bruges til fangst af hummer, jomfruhummer og taskekrabber. Kasteruser og ruser bruges hovedsagelig til fangst af ål. Bundsatte langliner består typisk af en 3-8 mm tyk hovedline, hvorpå der med 1-3 meters mellemrum sidder de såkaldte tavser. De består af et tyndere linestykke (30-80 cm langt) med en agnet krog i enden, som fisken sluger og bliver fanget på. I det danske bundsatte langlinefiskeri er torsk den primære målart.



Figur 4.3.12. *Nedgarn* (øverst til venstre), *tejne* (øverst til højre), *ruser*: enkelt og dobbelt kasteruse (nederst til venstre) og *bundsat langline* (nederst til højre). Bemærk at målestokken er forskellig for de 4 skitser. Se FAO(2014).

I 2012 var der 22.350 indsatsdage for de større både i fiskeriet med nedgarn efter torsk, rødspætte og tunge og 41 indsatsdage med ruser efter ål. Hertil skal lægges 17.904 indsatsdage i de mindre fartøjers

nedgarnsfiskeri. Det lave antal dage i rusefiskeriet skyldes, at det kun er meget få store både, der benytter ruser. Rusefiskeri foregår overvejende fra små både. Herudover 166 indsatsdage med tejner efter taskekrabber og hummer samt 840 indsatsdage med bundsatte langliner efter torsk, Tabel 4.2.1. Fordelingen og intensiteten af indsætterne i garnfiskeriet for fartøjer over 12 meter fremgår af Figur 4.3.13.

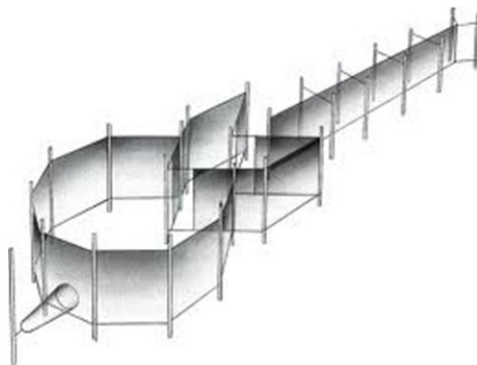


Figur 4.3.13. Udbredelse og intensitet af dansk fiskeri med garn efter torsk, rødspætte, tunge og pighvar og en række andre konsumarter. Figuren viser VMS-registreringer for fartøjer over 12 m.

De større fartøjers nedgarnsfiskeri foregår primært i den sydlige og den østlige del af Nordsøen, i det sydlige Skagerrak og i de indre danske farvande, hvor intensiteten i visse områder kan være ganske høj. Der fiskes også med nedgarn i den østlige Østersø, men her er intensiteten noget lavere. For de tre andre fiskerier (rusefiskeriet efter ål; tejn timeriet efter hummer, jomfruhummer og krabber, og linefiskeriet efter torsk) har det ikke været muligt at lokalisere indsatsen ved brug af VMS-registreringer, da fartøjerne er under 12 m, men intensiteten i alle tre må antages at være lav bedømt ud fra indsatsen (hhv. 41, 166 og 840 indsatsdage i 2012, Tabel 4.2.1).

Bundgarn; pæleruser efter ål, hornfisk, torsk og sild

I det danske bundgarnsfiskeri anvendes et faststående net, der i princippet fungerer som en fælde, som fisken ledes ind i og ikke kan finde ud fra igen (Figur 4.3.14). Bundgarnsfiskeriet er meget sæsonbetonet og redskabet bruges primært til fangst af fisk, der vandrer langs kysterne på deres yngle- og fødevandring. Typiske målarter er blankål, hornfisk, torsk og sild.



Figur 4.3.14. Bundgarn med ruse. Der findes også bundgarn med netbund.

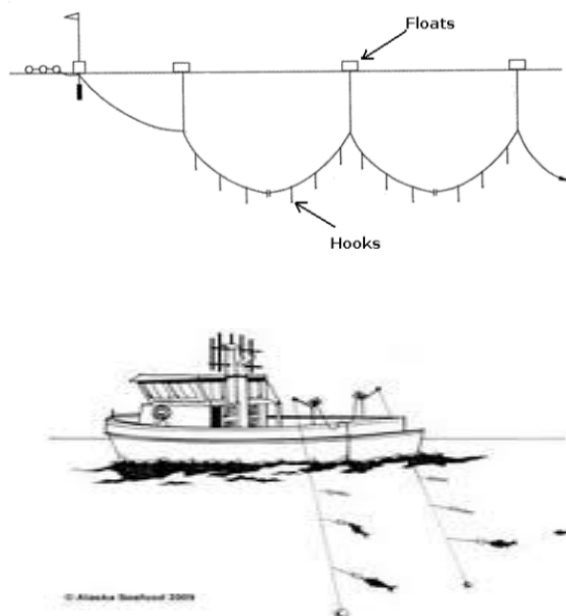
I 2012 var der i logbøgerne oplyst 1.470 indsatsdage med bundgarn, som skal forstås på den måde, at bundgarn med tilknyttede fartøjer over 10 m (bundgarnsjoller og damjoller) er blevet røgtet 1.470 gange. Formentlig svarer en indsats på 1.470 dage til ca. 10 bundgarnsbedrifter, placeret forskellige steder langs kysterne i de indre, danske farvande, det vestlige Kattegat, bælterne og den vestlige Østersø, men hertil skal lægges indsatsen i bundgarnsfiskeriet med både under 10 m. *Pæleruser* er i princippet et lille bundgarn, som stort set udelukkende anvendes af fritidsfiskere til fangst af især ål. Der er ikke kendskab til intensitet og udbredelse af dette fiskeri.

Drivende liner efter laks; hånd- og stangliner efter makrel

Drivende langliner fungerer i princippet på samme måde som bundsatte langliner med en 3-8 mm tyk hovedline, hvorpå der med 1-3 meters mellemrum sidder tavser med en agnet krog i enden, som fisken sluger. Eneste forskel er, at der fiskes i de frie vandmasser ved brug af bøjer i overfladen, hvor de bundsatte liner fiskes stationært på bunden ved brug af ankre. Drivende langlinefiskeri i Danmark foregår primært i Østersøen med laks som mållart.

I dansk fiskeri dækker logbogsbetegnelsen ”hånd- og stangliner” primært over et dørgefiskeri efter makrel. I dette fiskeri bruger man en line, hvor der sidder korte tavser med kroge med lille afstand. Disse kan være omviklet med sølvpapir eller være påmonteret en tynd metalplade, så de glimter i vandet og lokker fisken til at bide, når de slæbes efter båden i fart (Figur 4.3.15).

I 2012 blev der ifølge logbøgerne fisket 348 dage med drivende langliner efter laks i Østersøen og 165 dage med hånd- og stangline i Skagerrak og Nordsøen, og indsatsen og intensiteten i fiskeriet må således siges at være begrænset, Tabel 4.2.1.



Figur 4.3.15. Drivende langline (øverst) og fiskeri med ”hånd- og stangline” - i form af dørgefiskeri - (nederst).

4.3.2. Redskaber, fiskeriudbredelse og intensitet for mindre fartøjer

Redskaberne, som bruges af de mindre fartøjer under 10 m (8 meter for Østersøen), er i langt overvejende grad passive redskaber som nedgarn, bundgarn, kroge og ruser (Tabel 4.2.2). Indsatsdagene i garnfiskeriet med mindre fartøjer er på nogenlunde samme niveau som for de større erhvervsfartøjer (17.904 mod 22.350 indsatsdage) og med tanke på de mindre fartøjers begrænsede sødygtighed, er det forventeligt, at indsatsen i langt overvejende grad foregår kystnært.

Selvom man antager, at indsætterne med garn er nogenlunde jævnt fordelt over de kystnære farvande, hvor der optræder torsk og rødspætter i tætheder, der muliggør et rentabelt erhvervsfiskeri, må det formodes, at udbredelsen af fiskerierne er mere begrænset, end det er tilfældet for de større fartøjer, der har hele Nordsøen og Østersøen som potentielle fiskepladser. Denne større geografiske koncentration af indsatsdagene for de mindre fartøjer opvejes i nogen grad af, at de ikke har kapacitet til at fiske med samme antal garn som de større fartøjer. Samlet set vurderes det, at erhvervsfiskeriet med garn fra fartøjer under 10 m (8 m i Østersøen) lokalt kan have høj intensitet i de kystnære farvande.

Indsatsen i bundgarnsfiskeriet fra mindre fartøjer er ca. 3 gange højere end i fiskeriet fra de større fartøjer, mens de samlede landinger er af ca. samme størrelse. I begge fartøjsgrupper foregår fiskeriet – som følge af redskabets natur - kystnært, og der er således ingen grund til at formode, at fiskeriernes udbredelse eller intensitet er væsentligt forskellige. Samlet set (4.215 indsatsdage i 2012, Tabel 4.2.2) vurderes intensiteten i bundgarnsfiskeriet fra mindre fartøjer at være forholdsvis begrænset i de kystnære farvande, men lokalt kan bundgarnsfiskeriet være forholdsvis intenst.

De mindre fartøjers indsats i fiskeri med bundtrawl, ruser og bundsatte liner er meget lille (Tabel 4.2.2) og både udbredelse og intensitet må af den grund formodes at være beskedne.

4.3.4. Redskaber, fiskeriudbredelse og intensitet i det rekreative fiskeri

I det rekreative fiskeri anvendes der hovedsagligt stang, garn og ruser (Figur 4.3.12). Indsatsen i det rekreative fiskeri (antallet af indsatsdage) registreres ikke, men i 2010 var antallet af indløste licenser til garn og rusefiskeri omkring 35.000 og til fiskeri med stang omkring 200.000. Antager man, at hver licenshaver i gennemsnit fisker 2 dage om året, er der altså tale om en ganske væsentlig indsats med garn og ruser (omkring 70.000 dage).

Til sammenligning var der i 2012 i det kommercielle garnfiskeri med fartøjer på 10 m og over 22.350 indsatsdage, mens der i garn og rusefiskeriet for fartøjer under 10 m var ca. 55.500 indsatsdage. I den sammenligning skal man dog have for øje, at de større, kommercielle garnbåde kan sætte op til 1000 garn pr. fiskedag (hver af typisk 50-60 m længde), hvor hver enkelt licenshaver i det rekreative fiskeri i henhold til lovgivningen højst må sætte 3 garn hver af maksimalt 45 m længde.

Selv med den lovgivne begrænsning på 3 garn pr. licenshaver er der med så stort et antal licenshavere tale om en ganske betragtelig indsats i det rekreative fiskeri med garn og ruser, og med tanke på, at fiskeriet typisk drives fra små fartøjer, der ikke sejler langt fra land, må det formodes, at der lokalt, undtagen i vintermånederne, foregår et ganske intensivt fiskeri med garn og ruser i de kystnære områder.

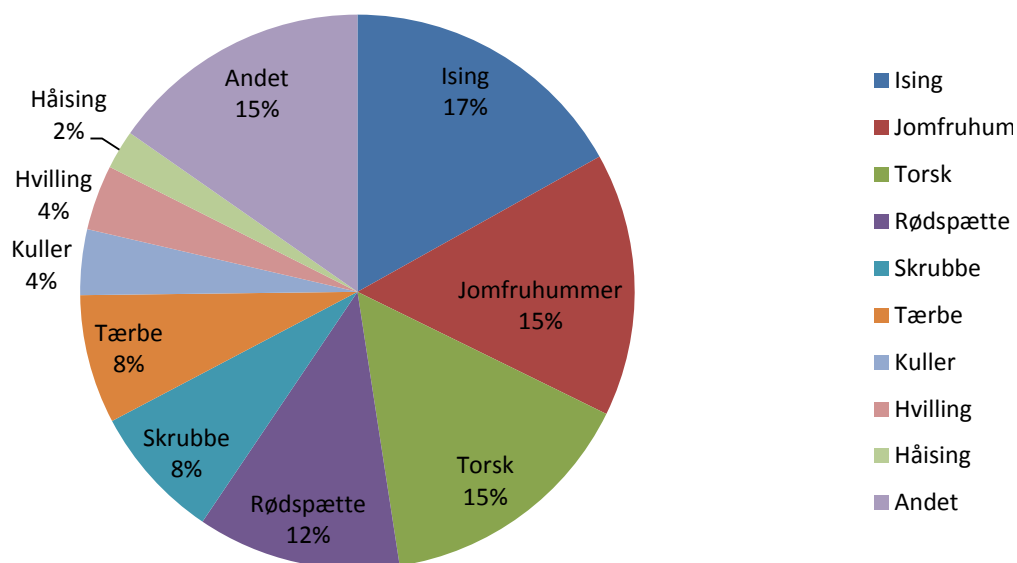
4.4 Udsmid/discard

Hvis et fiskefartøj ønsker at slippe af med en uønsket fangst af fisk, krebsdyr og andre marine organismer kastes den normalt over bord (*udsmid* eller *discard*). Udsmid har i mange år været en uundgåelig del af det kommercielle fiskeri. Der forekommer udsmid i stort set alle fiskerier, men der er stor forskel på omfanget. Udsmidet afhænger blandt andet af redskab og maskestørrelse, fangstområde og målart – se Tabel 4.4.1.

Hovedårsagerne til udsmid anses for at være (Feekings *et al.* 2012):

- Fangsten er under mindstemålet.
- Kvoten for en given art er opbrugt, men fiskeren har stadig kvote for andre arter, hvorfor fiskeriet fortsætter og den art, hvor kvoten er opbrugt, udsmides.
- For at optimere den samlede fangstværdi kasseres de mindre målsfisk (kaldet ”high-grading”).
- Fangsten opfylder ikke bifangstbestemmelserne.
- Manglende markedsmuligheder eller for lave priser til, at fiskeren kan sælge fisken for en sum, der dækker omkostningerne ved håndtering og landing af den pågældende art (et eksempel kan være skrubber i den østlige Østersø).
- Ikke konsumegnet fisk

I Danmark har der siden 1991 været observatører fra DTU Aqua med ombord på tilfældigt udvalgte fartøjer for at bestemme arten, størrelsen og antallet af fisk, der smides ud. Oplysningerne benyttes i bestandsanalyserne og rådgivningen. Siden 2002 har disse observatørprogrammer været standardiserede indenfor EU i henhold til EU's dataindsamlingsforordning. De fælles regler i dataindsamlingsforordningen (Rådsforordning 199/2008) foreskriver, at man ikke behøver 100 % dækning af et lands fiskerier i et givet område, men kan nøjes med at monitorere de fiskerier (*metier'er*), der samlet udgør mere end 90 % af medlemsstatens fiskeri i det pågældende fangstområde. Så en række mindre fiskerier bliver ikke monitoreret.



Figur 4.4.1. Artssammensætning af udsmid i monitorerede danske fiskerier i alle farvande. Data fra 2010.

Ud fra de data, som DTU Aquas observatører har indsamlet ombord på danske fiskefartøjer, kan man beregne det samlede udsmid pr. art i de monitorerede fiskerier. Den seneste, samlede rapport om udsmid i dansk fiskeri omhandler data for 2010 (DTU Aqua 2010). Tabel 4.4.1 viser estimeret udsmid i forskellige fiskerier og farvandsområder i 2010. Kun de arter, hvor der er en årlig landings- eller udsmidsmængde på mere end 200 kg, er medtaget.

Hverken silde-/makrelfiskeriet eller industrifiskerierne er imidlertid blevet monitoreret. Udsmidet i industrifiskeriet forventes dog at være ubetydeligt, men der kan forekomme tilfælde, hvor artsammensætningen i den enkelte fangst afviger fra de fastsatte bifangstbestemmelser eller hvor fiskene ikke har den rette størrelse (er for små), hvorfor hele fangsten lukkes ud af redskabet uden at blive taget ombord (kaldet ”slipping”). I silde- og makrelfiskeriet er det kendt, at ”slipping” forekommer.

Tabel 4.4.1. Estimeret udsmid i procent af den samlede fangst i forskellige fiskerier.

Område	Fiskeri	Målartr/arter	Udsmid i % af samlet fangst	De vigtigste udsmidte arter
Østlig Østersø	Bundtrawl, 105 mm, m. BACOMA 120 vindue	Torsk, demersale fisk	8	Skrubbe, torsk, rødspætte
Vestlig Østersø	Bundtrawl, 105 mm, m. BACOMA 120 vindue	Torsk, demersale fisk	33	Skrubbe, ising, rødspætte, torsk
Kattegat	Garn, 120-219 mm	Stenbider, demersale fisk	21	Skrubbe
	Bundtrawl, 90-119 mm	Jomfruhummer, demersale fisk	65	Ising, jomfruhummer, skrubbe
Skagerrak	Garn, 120-219 mm	Torsk, demersale fisk	2	
	Bundtrawl, 32-69 mm	Dybvandsrejer	27	Sperling, blåhvilling
	Bundtrawl, 90-119 mm	Jomfruhummer, demersale fisk	33	Jomfruhummer, torsk, kuller
	Snurrevod, 90-119 mm	Rødspætte, demersale fisk	13	Rødspætte, tærbe, torsk
Nordsøen	Bundtrawl, >120mm	Sej, rødspætte, torsk, demersale fisk	14	Tærbe, havmus, torsk og kulmule
	Snurrevod, >120mm	Rødspætte, demersale fisk	5	Tærbe, torsk

Som det fremgår af Bilag 3 og Tabel 4.4.1 varierer udsmidsprocenterne meget imellem de forskellige fiskerier. Bundtrawlfiskeriet i Skagerrak, Kattegat og den vestlige Østersø har et betydeligt udsmid, idet der i disse farvandsområder kan anvendes en forholdsvis lille maskestørrelse. I Nordsøen, hvor der skal anvendes 120 mm masker i langt det meste demersale konsumfiskeri, er udsmidsmængder og -rater betydeligt mindre. I Østersøen er det primært skrubbe og torsk, der smides ud.

Den monitorerede del af fangsten udgør omkring 60 % af den samlede fangst i det demersale konsumfiskeri. Som før nævnt må det forventes, at udsmidsprocenterne er lavere i det ikke-monitorerede fiskeri. Bomtrawlsfiskeriet efter hesterejer er dog en undtagelse. Det er ikke blevet regelmæssigt monitoreret, men ifølge ICES (2007a) er utilsigtet bifangst et problem i fiskeriet.

4.5 Energiforbruget i dansk fiskeri

Det relative energiforbrug for danske, kommercielle fartøjer med logbogspligt kan vurderes ud fra brændstofforbruget og landingsværdien i de forskellige fiskerier for fartøjer over 15 m. Ved relativt energiforbrug forstås her liter brændstof pr. Euro landingsværdi. Fiskerierne/fangstrejserne er opdelt efter ”DCF-metier (Data Collection Framework)”, som er den standardgruppering af fiskerierne i de officielle logbøger, som EU bruger. Det relative energiforbrug i 2010 er estimeret af DTU Aqua i 2012 ud fra 2010

data, vha. en analyse der kombinerer logbogsdata, landingsdata og VMS data med oplysninger om fiskeriets brændstofforbrug fra dels en internet-baseret spørgeskemaundersøgelse (34 respondenter), dels ud fra resultaterne af en energirevision af 46 danske fartøjer foretaget af Teknologisk Institut (Bastardie *et al.* 2013). I vurderingen af det relative energiforbrug for de danske fartøjer indgår der samtidig en generel vurdering af energiforbruget for sammenlignelige redskabs- og fartøjstyper baseret på en international litteraturgennemgang (Suuronen *et al.* 2012).

I det følgende antages det, at der inden for redskabstyper og målarstgrupper ikke er store afvigelser i det relative energiforbrug mellem fartøjer over 15 m og fartøjer med en længde på mellem 10 og 15 m. Derimod vurderes det, at der vil være meget store usikkerheder forbundet med at ekstrapolere resultaterne for de større erhvervsfartøjer (over 15 m) til erhvervsfartøjer under 10 m, fordi de afviger forholdsvis meget fra hinanden i redskabsbrug og fiskerimønstre. Der findes ikke andre kilder til data om brændstofforbruget i fiskerierne med fartøjer under 10 m, og derfor vil det relative energiforbrug i disse fiskerier ikke blive vurderet. Det relative energiforbrug i det rekreative fiskeri vil heller ikke blive vurderet.

Baseret på Bastardie *et al.* (2013)'s undersøgelser og den generelle vurdering for de mest gængse redskabstyper fra Suuronen *et al.* (2012) vurderes det - når man ser bort fra variationer mellem fartøjsstørrelser indenfor samme fiskeri - at det kommercielle fiskeri, der har det laveste, relative energiforbrug, målt som mængden af brændstof divideret med værdien af landinger er i) notfiskeriet efter makrel og sild (Tabel 4.5.1). Derefter kommer i tiltagende rækkefølge fiskerierne med ii) bundtrawl efter tobis, skotsk vod efter torsk og kuller, snurrevod efter rødspætter og torsk, pelagisk trawl efter makrel, sild og brisling, og nedgarn, iii) skraber efter blåmuslinger, bundtrawl efter sperling og bundtrawl efter sild og brisling, iv) bundtrawl efter torsk og rødspætte, v) bundtrawl efter jomfruhummer og blandet konsum og efter rejer.

Tabel 4.5.1. Skalering - fra 1 til 5 - af det relative energiforbrug i de forskellige kommercielle fiskerier med større fartøjer. Relativt energiforbrug er udregnet som liter diesel pr. Euro landingsværdi. I skaleringen er der ikke taget højde for, at forskellige fartøjsstørrelser inden for samme fiskeri kan have større eller mindre forskelle i det relative energiforbrug (Bastardie *et al.* 2013). For syv af fiskerierne (bindestreg i sidste kolonne) har det ikke været muligt at estimere deres energiforbrug, som en følge af manglende data. Typisk dybde er angivet i meter.

Redskaber		Primære målarstgrupper	Typisk dybde	Bundtype	Relativt energiforbrug
Aktive redskaber	Muslingeskraber	Blåmuslinger	< 20	Mudder/sand	***
		Hesterejer	< 20	Sand	****
	Bundtrawl	Rødspætter	> 20	Sand	-
		Jomfruhummer, bl. konsum	> 20	Mudder/sand	*****
		Rejer	> 20	Mudder	*****
		Sperling	> 20	Mudder/sand	***
		Torsk og rødspætte	> 20	Blandet	****
		Tobis	> 20	Sand	**
		Sild og brisling	> 20	Blandet	***
		Torsk og kuller	> 20	Sand/hård	**
	Skotsk vod	Rødspætte og torsk	> 20	Sand	**
	Snurrevod				
	Pelagisk trawl	Sild, brisling og makrel	> 20	Blandet	**
	Not	Makrel og sild	> 20	Blandet	*
Passive redskaber	Nedgarn	Torsk, rødspætte og tunge	> 10	Blandet	**
	Bundgarn	Ål, hornfisk og sild	< 10	Blandet	-
	Ruser	Ål	< 10	Blandet	-
	Tejner	Krabber	> 10	Hård	-
	Bundsatte langliner	Torsk	> 20	Hård	-
	Drivende langliner	Laks	> 20	Blandet	-
	Hånd- og stangliner	Makrel	>10	Blandet	-

*Lavt energiforbrug i forhold til landingsværdi = *. Højt energiforbrug = ******

5 Fiskeriernes miljøskånsomhed

I dette afsnit beskriver vi de umiddelbare effekter af redskabernes anvendelse, miljøskånsomheden, hvor årsag og virkning ofte er direkte observer- og kvantificerbare, mens afsnit 6 handler om langtidseffekterne, fiskeriernes bæredygtighed.

5.1 Mekanisk-fysisk påvirkning af havbunden

Havstrategidirektivet pålægger EU-medlemslandene at sikre 'god økologisk tilstand' (GES) i havet indenfor landenes økonomiske zoner (EEZ), og en af deskriptorerne for god økologisk tilstand, 'havbundens integritet' (deskriptor 6), omfatter specifikt de geofysiske og -kemiske bundforhold (Rice *et al.* 2011). Der findes meget få undersøgelser af direkte relevans for de specifikke danske fiskerier defineret i Tabel 4.1.1 og 4.1.2 og deres fysisk mekaniske påvirkning af bunden kan derfor kun vurderes mere generelt ud fra den eksisterende litteratur for sammenlignelige redskabstyper. En vurdering af den fysiske havbundspåvirkning fra det rekreative fiskeri vil udelukkende være baseret på analogier, da der intet empirisk materiale findes. Baseret primært på konklusionerne fra EU Kommissionens gennemgang af de europæiske fiskeriers miljøeffekter fra 2007 (EU 2007) og FAO's fiskerirapport nr. 472 (Løkkeborg 2005), er de enkelte, danske, kommercielle fiskerier med fartøjer på 10 m eller over tildelt en umiddelbar bundpåvirkningsgrad fra 1 til 5 (Tabel 5.1.1).

Tabel 5.1.1. Skalering - fra 1 til 5 - af den umiddelbare, fysiske bundpåvirkning fra de forskellige kommercielle fiskerier med fartøjer over 10 m (8 m for Østersøen). I skaleringen er redskabsbredden (og dermed arealet påvirket) ikke indregnet, og det er således kun hårdheden af den umiddelbare, fysiske påvirkning, der er vurderet. Fire af fiskerierne (tomme felter) vurderes ikke at have fysisk bundpåvirkning. Typisk fiskeridybde er angivet i meter.

Redskaber		Primære målartsgrupper	Typisk dybde	Bundtype	Umiddelbar fysisk bundpåvirkning
Aktive redskaber	Muslingeskraber	Blåmuslinger	< 20	Mudder/sand	*****
	Bomtrawl	Hesterejer	< 20	Sand	**
		Rødspætter	> 20	Sand	****
	Bundtrawl	Jomfruhummer, bl. konsum	> 20	Mudder/sand	***
		Rejer	> 20	Mudder	***
		Sperling	> 20	Mudder/sand	***
		Torsk og rødspætte	> 20	Blandet	***
		Tobis	> 20	Sand	**
		Sild og brisling	> 20	Blandet	**
		Torsk og kuller	> 20	Sand/hård	***
	Skotsk vod	Torsk og kuller	> 20	Sand/hård	***
	Snurrevod	Rødspætte og torsk	> 20	Sand	**
	Pelagisk trawl	Sild, brisling og makrel	> 20	Blandet	
	Not	Makrel og sild	> 20	Blandet	
Passive redskaber	Nedgarn	Torsk, rødspætte og tunge	> 10	Blandet	*
	Bundgarn	Ål, hornfisk og sild	< 10	Blandet	*
	Ruser	Ål	< 10	Blandet	*
	Tejner	Krabber	> 10	Hård	*
	Bundsatte langliner	Torsk	> 20	Hård	*
	Drivende langliner	Laks	> 20	Blandet	
	Hånd- og stangliner	Makrel	>10	Blandet	

Høj grad af umiddelbar, fysisk bundpåvirkning = *****. Lav grad af påvirkning = *

Den redskabstype der **alt andet lige** (når man antager samme størrelse befisket areal) vurderes til at have den største, umiddelbare, fysiske påvirkningsgrad er (i) skrabere til muslinger og andre skaldyr (Tabel 5.1.1). Det er ikke overraskende, da skrabere netop er til at løsne og opsamle nedgravede eller fasthæftede skaldyr fra bunden. Derefter kommer i aftagende rækkefølge fiskerierne med ii) bomtrawl efter rødspætter, iii) bomtrawl efter hesterejer og bundtrawl efter jomfruhummer og blandet konsum; rejer; sperling; torsk og rødspætte, iv) skotsk vod efter torsk og kuller, v) bundtrawl efter tobis, sild og brisling og snurrevod efter rødspætter og torsk, vi) nedgarn, bundgarn, ruser, tejner og bundsatte langliner.

Vurderingen af påvirkningsgraden af de forskellige redskabstyper for erhvervsaktive fiskefartøjer under 10 m følger vurderingen for de større fartøjer (Tabel 5.1.2.).

Tabel 5.1.2. Skalering - fra 1 til 5 - af den umiddelbare, fysiske bundpåvirkning fra de forskellige kommercielle fiskerier med fartøjer under 10 m (8 m for Bornholm). I skaleringen er redskabsbredden (og dermed arealet påvirket) ikke indregnet og det er således kun hårdheden af den umiddelbare, fysiske påvirkning, der er vurderet. Typisk dybde er angivet i meter.

Redskaber		Primære målarstgrupper	Typisk dybde	Bundtype	Umiddelbar fysisk bundpåvirkning
Aktive redskaber	Bundtrawl	Rødspætter	> 20	Blandet/sand	***
Passive redskaber	Nedgarn	Rødspætter og torsk	> 10	Blandet	*
	Bundgarn	Ål, torsk og sild	< 20	Blandet	*
	Ruser	Ål	< 20	Blandet	*
	Bundsatte langliner	Torsk	> 10	Blandet	*

*Høj grad af umiddelbar, fysisk bundpåvirkning = *****. Lav grad af påvirkning = **

De mest udbredte redskabstyper i det rekreative fiskeri er garn og ruser, der vurderes til at have den laveste fysiske påvirkning af havbunden på en skala fra 1 til 5 (som for erhvervsfiskeri med garn). Det rekreative fiskeri med stang og line vurderes til at have en ubetydelig fysisk påvirkning af havbunden.

5.2 Tabte redskaber og affald fra fiskeriet

Marint affald er defineret som menneskeligt produceret eller forarbejdet materiale, som bevidst eller ubevidst er efterladt på havet eller stranden, eller efterladenskaber som tilføres havet via vandløb, spildevand, direkte fra det omgivende land (især kystnære byområder) eller luften (Galgani *et al.* 2010). Flere internationale organisationer (F.eks. HELCOM, OSPAR og FN) har fået øjnene op for de miljøproblemer der kan være forbundet med marint affald. Eksempelvis har EU et særskilt fokus på marint affald i Havstrategidirektivet. Marint affald opdeles i mega-affald (>100 mm), makro- affald (>20 mm), meso-affald (5-20 mm) og mikro-affald (<5 mm) (Hansen *et al.* 2012).

De skadelige effekter fra marint affald kan opdeles i tre overordnede kategorier (Hansen *et al.* 2012):

- Social - reduktion af den æstetiske og rekreative værdi samt offentlighedens sikkerhed og sundhed.
- Økonomisk – tab af indtægter pga. nedgang i turisme, beskadigelse af fartøjer og fiskeudstyr, påvirkning af akvakultur og kølevandsindtag o.l. i industrien samt omkostninger til oprydning og bortskaffelse.

- Økologisk – sundhedsskadelig effekt på fisk, dyr og planter enten ved direkte fysisk kontakt med det marine affald eller grundet afledte effekter forårsaget af indtag (Lusher *et al.* 2012, Sørensen *et al.* 2013) og optag af marint affald herunder mikropartikler samt dertil adsorberede miljøfarlige stoffer. Desuden udgør affald, som flyder på havoverfladen, et transportmedie for utilsigtet spredning af ikke-hjemmehørende (herunder invasive) arter.

Fiskerierhvervet udgør en kilde til marint affald. DTU Aqua har eksempelvis på egne togter i Østersøen observeret garnrester, olieflasker/-klude og andet affald fra erhvervsfartøjer og maritime erhverv. Undersøgelser fra Skotland (Murray & Cowie 2011) har endvidere i maverne på jomfruhummer fundet syntetiske fibre, som sandsynligvis stammede fra nedslidning af fiskeredskaber.

Mistede fiskeredskaber i form af 'spøgelsesgarn' kan påvirke økosystemer negativt ved i varierende grad (afhængig af dybde, strøm og redskab) at fortsætte med at fange fisk og andre organismer og forårsage fysisk påvirkning af levesteder. Omfanget af marint affald i form af mistede fiskeredskaber er aldrig blevet systematisk undersøgt i danske farvande, men oprydningstogter i f.eks. Sverige og Norge indikerer, at mistede fiskeredskaber udgør en væsentlig kilde til marint affald. Det er især ved fiskepladser med strukturelt komplekse bundforhold (rev, vrage osv.), at risikoen for at miste fiskeredskaber er størst. Oprydningstogter fra Norge har vist, at mængden af affald kan være omfattende og bestå af alt fra hele garn og trawl til wirer, tov og garndelev (Hansen *et al.* 2012).

På havbunden i danske farvande findes der mange vrage af sunkne fiskefartøjer, som per definition kan betragtes som marint affald. Faunaen omkring og på vrage er ofte artsrig, ofte i en sådan grad at der kan forekomme et 'vragfiskeri' på de fisk, som vrage tiltrækker.

Kommunernes Internationale Miljøorganisation (KIMO) er koordinator af en international kampagne 'Fishing for litter', hvor erhvervsfiskere tilskyndes til at aflevere bifangst af marint affald i containere i udvalgte havne, hvor affaldet registreres. Hvide Sande deltog i projektet i 2004, suppleret med en spørgeskemaundersøgelse i otte havne. Samlet blev der for de otte havne anslået, at der var afleveret godt 1.600-2.000 tons affald i 2004. Danmark tilsluttede sig i 2010 OSPAR's 'Fishing for litter' anbefaling, der er udarbejdet efter samme model. Fiskere afleverer fortsat opfisket affald i danske havne (Naturstyrelsen 2012a).

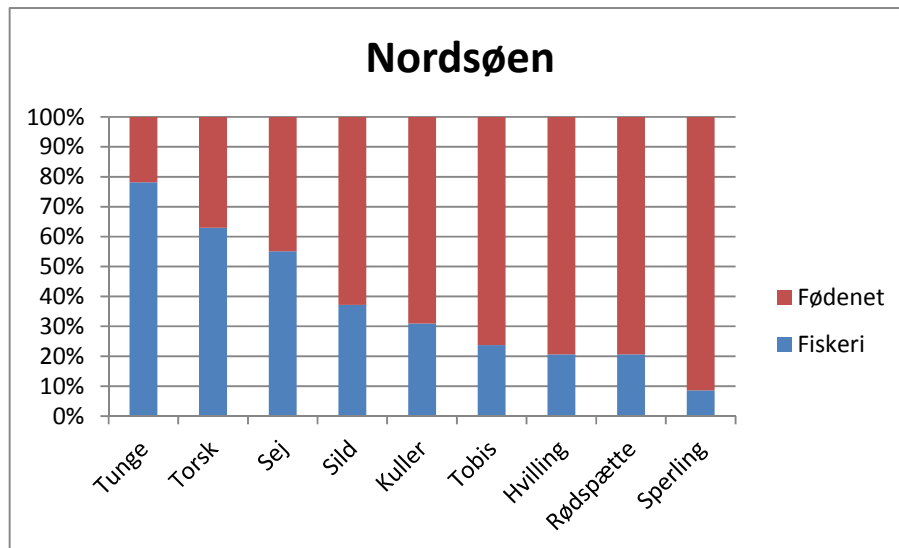
5.3 Fiskeribetinget dødelighed

5.3.1 Fisk

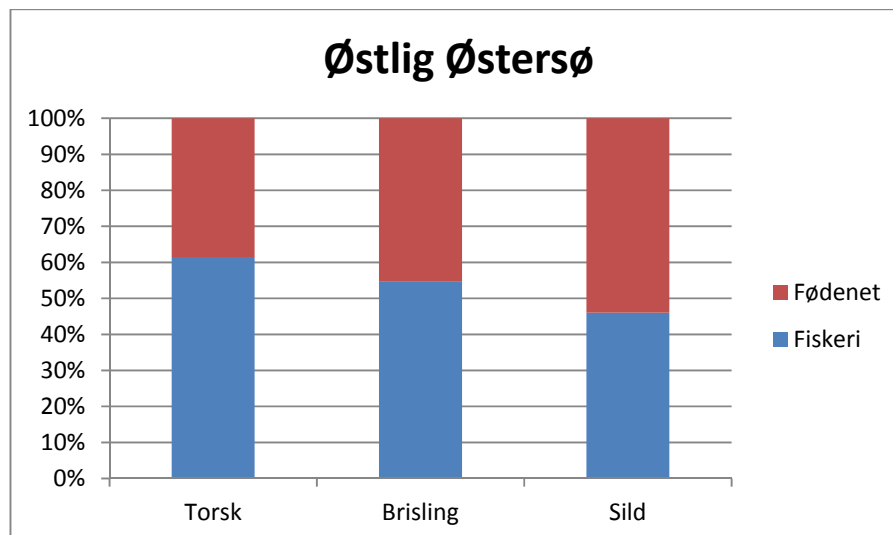
Fiskeriets påvirkning af de kommercielt vigtige fiskebestande bliver regelmæssigt vurderet af videnskabelige arbejdsgrupper i ICES, som bestemmer bestandenes størrelse og fiskeridødeligheden, dvs. den andel af den gennemsnitlige bestand som fjernes i løbet af et år. Generelt set er fiskeridødeligheden for de kommercielle fiskebestande faldet over det seneste årti. Det skyldes reduktion i fiskeriindsatsen som følge af stigende brændstofpriser, ophugningsstøtte og formindskede kvoter. Nedgangen i fiskeridødeligheden er dog ikke helt så stor som nedgangen i antallet af indsatsdage, for der er samtidig sket en teknologisk udvikling som har gjort redskaberne og fiskefartøjerne mere effektive.

Hvis man sammenligner den del af fiskebestandenes produktion, som fiskeriet fjerner om året, med den del af produktionen, der er til rådighed for havets naturlige prædatorer (f.eks. rovfisk, fiske-spisende havfugle og havpattedyr), kan man få et indtryk af fiskeriets påvirkning (Figur 5.3.1 og 5.3.2). I Nordsøen

fjernede fiskeriet over en tiårig periode år i gennemsnit 26 % af den årlige produktion af fisk, i Østersøen var det lidt over halvdelen. Samtidig viser figurene hvordan fiskeriets påvirkning varierer fra art til art. Mere end halvdelen af den naturlige produktion af Nordsøens tunge, torsk og sej bestande blev således fjernet af fiskeriet.



Figur 5.3.1. Andel af den samlede, gennemsnitlige, årlige biomasseproduktion i perioden 2000-2010 der hhv. høstes af fiskeriet eller sendes videre gennem Nordsøens fødenet (M. Vinther, DTU Aqua, pers. comm.).



Figur 5.3.2. Andel af den samlede, gennemsnitlige, årlige biomasseproduktion i årene 2001-2011, der høstes af fiskeriet eller sendes videre gennem fødenettet i den østlige Østersø (M. Vinther, DTU Aqua, pers. komm.).

Som beskrevet i afsnit 3 opererer MSY-forvaltningen med referencepunkter for udnyttelsen af hver bestand. Der er referencepunkter, både for hvor stor fiskeridødeligheden bør være, F_{MSY} , og for den mindste bestandsstørrelse man kan have før fiskeridødeligheden skal reduceres. Kommer bestanden under denne grænse, er det nødvendigt at reducere fiskeridødeligheden for at sikre, at bestanden igen kommer op på et niveau, hvor produktionen og rekrutteringen ikke er negativt påvirket.

For mange bestande er den mindste bestandsstørrelse afledt af forsigtighedsreferencepunktet B_{pa} . B_{pa} angiver den mindste gydebiomasse, der skal være, hvis man med meget stor sandsynlighed kan være sikker på, at tilgangen af nye fisk, rekrutteringen, ikke er negativt påvirket af en for lille gydebiomasse.. Bestandsstørrelsen og fiskeridødeligheden sammenlignes med referencepunkterne og med forvaltningsplanen for den pågældende art. På den baggrund rådgiver ICES om kvoternes størrelse i det efterfølgende år, og om hvordan fiskeriet på længere sigt kan blive bæredygtigt (Tabel 5.3.1).

Bifangster

I de fleste fiskerier er der bifangster af ikke-kommercielle arter af fisk og af undermålere, der smides tilbage i havet. Mens der er rimeligt gode data for fiskeridødeligheden og bestandssituationen for de vigtigste kommercielle arter, og man i en del tilfælde har tilstrækkeligt med oplysninger til at medtage udsmidet i bestandsvurderingen, er der generelt set en mangel på data om udsmidet af bifangstarter. I den seneste optælling af danske, marine fiskearter er der registreret 194 arter (79 % af Danmarks fiskearter), som gyder i saltvand. I Østersøen lever der ca. 100 fiskearter, mens der i Nordsøen lever ca. 230 fiskearter. Det lavere artsantal i Østersøen skyldes primært den lavere saltholdighed. Det er således kun en mindre del af de mange fiskearter, der findes i de danske farvande, som udnyttes kommercielt.

Tabel 5.3.2 giver en oversigt over de samlede fangster af fisk (udsmid og landinger) i den del af det danske fiskeri efter bundfisk som DTU Aqua monitorer til havs. Som det fremgår af tabellen er der en række bifangstarter som udsmides i betydelige mængder. Det er ikke muligt at bestemme totalfangsten af de forskellige bifangstarter uden tilsvarende tal fra andre landes fiskerier, men bifangsten i den resterende del af det danske fiskeri efter bundfisk forventes at være lille.

Da man skulle udvælge, hvilke fiskerier der skulle monitoreres til havs, valgte man at koncentrere sig om fiskerier, som man på forhånd forventede, ville have et udsmid af en vis størrelse. Det må derfor forventes, at udsmidsprocenterne er lavere i de resterende 40 % af det danske fiskeri efter bundfisk, som ikke blev monitoreret, måske med undtagelse af bomtrawlsfiskeriet efter hesterejer. Dette fiskeri er ikke blevet regelmæssigt monitoreret, men utilsigtet bifangst er ifølge ICES (2007a) et problem i fiskeriet. Der er observeret bifangst af undermålsrejer på op til 60-70 % af den samlede rejefangst (Doeksen 2006) samt betydelige bifangster af juvenile fisk, bl.a. smelt, rødspætte, kutling, hvilling og skrubbe, torsk og ising (Kristensen *et al.* 2008, ICES 2012).

Selvom nogle arter og individer overlever at blive fanget i redskabet, bragt på dæk og smidt ud igen, vil mange af de udsmidte fisk dø. Hertil skal lægges dødeligheden for et ukendt antal fisk, der kommer i kontakt med redskabet og beskadiges, men undslipper gennem maskerne, og således ikke registreres som en del af fangsten. Der er store forskelle på de opgivne overlevelsesserater for udsmidte fisk i litteraturen, for overlevelsen afhænger af fiskedybde, fisketid, redskabet, temperaturen i vandet og i luften, og af den

Tabel 5.3.1. De vigtigste, kommercielle fiskebestandes fiskeridødelighed i forhold til F_{MSY} i Nordsøen, Kattegat, østlig og vestlig Østersø.
Kilde: ICES Advice 2012 (ices.dk/advice/icesadvice.asp)

Fiskearter	F_{MSY} (ICES 2011a)			Kattegat	Østersøen, vestlige 22-24	Østersøen, østlige 25-32
	Navn (latinske navn)	Nordsøen og Skagerrak				
Torsk (<i>Gadus morhua</i>)			Ukendt			
Hvilling (<i>Merlangius merlangus</i>)		Nordsøen: ikke tilstrækkelig viden.	Kattegat/Skagerrak: ikke tilstrækkelig viden 2010.			
Kuller (<i>Melanogrammus aeglefinus</i>)						
Sej (<i>Pollachius virens</i>)						
Sperling (<i>Trisopterus esmarki</i>)		Ikke defineret				
Sild (<i>Clupea harengus</i>)		2010	2010			Ikke defineret.
Brisling (<i>Sprattus sprattus</i>)		Ukendt	Kattegat/Skagerrak: ikke tilstrækkelig viden 2008-2010.	Over kvalitative referencepunkter		Over kvalitative referencepunkter
Havtobis (<i>Ammodytes marinus</i>)		Ukendt				
Makrel (<i>Scomber scombrus</i>)						
Europæisk ål (<i>Anguilla anguilla</i>)						
Rødspætte (<i>Pleuronectes platessa</i>)			Ikke defineret	Ikke defineret	Ikke defineret	Ikke defineret
Skrubbe (<i>Platichthys flesus</i>)		Ikke defineret	Ikke defineret	Ikke defineret	Ikke defineret	Ikke defineret
Ising (<i>Limanda limanda</i>)		Ikke defineret		Ikke defineret	Ikke defineret	Ikke defineret
Almindelig Tunge (<i>Solea solea</i>)						
Pighvarre (<i>Psetta maxima</i>)		Ikke defineret men stabil (2007-2009)	Ikke defineret men stabil (2007-2009)	Ikke defineret	Ikke defineret	Ikke defineret
Jomfruhummer (<i>Nephrops norvegicus</i>)		Fleire forskellige forvaltningsenheder hvoraf nogle fiskes bæredygtigt				

Under F_{MSY} =	Over F_{MSY} =	Ingen assessment eller ikke til stede i farvandet =	Ikke defineret i forhold til F_{MSY} =
-------------------	------------------	---	--

tid der går inden fangsten sorteres, og bifangsten returneres til havet. I Tabel 5.3.3 vises typiske eksempler på forskellen i maksimum og minimum overlevelse for forskellige fiskearter og i forskellige redskaber. Den nuværende mangel på viden om udsmidte fisk og skaldyrss overlevelse i de forskellige fiskerier og de manglende tal for mængden af udsmid gør det vanskeligt at beregne bifangsternes dødelighed. Der synes dog at være betydelige forskelle mellem forskellige artsgrupper. Det lader bl.a. til, at der generelt er høje overlevelseshøjder for hajer og rokker samt for krebsdyr (Revill 2012).

Tabel 5.3.2. Udsmid, landing og totalfangst i tons i 2010 i de 60 % af det samlede danske demersale konsumfiskeri som DTU Aqua samme år monitorerede.

Art	Discard	Landing	Total	Art	Discard	Landing	Total
Ising	2901.1	1099.7	4000.8	Rødfisk	30.5	2.1	32.6
Jomfruhummer	2640.4	3965.2	6605.6	Strømsild	27.8	0.0	27.8
Torsk	2628.0	20044.3	22672.3	Ulk	25.7	0.0	25.7
Rødspætte	2040.2	13140.6	15180.8	Havkvabbe	21.5	0.0	21.5
Skrubbe	1347.9	1004.7	2352.6	Blåmusling	18.5	0.0	18.5
Tærbe	1292.1	0.0	1292.1	Glasreje	12.8	0.0	12.8
Kuller	657.7	1296.2	1953.9	Guldlaks	12.4	0.0	12.4
Hvilling	652.5	244.3	896.8	Pighaj	10.0	5.1	15.1
Håising	390.3	1.3	391.6	Rød knurhane	8.6	0.0	8.6
Kulmule	336.6	1055.3	1391.9	Fløjfisk	7.4	0.0	7.4
Sperling	312.8	0.0	312.8	Brisling	7.3	0.0	7.3
Havmus	297.6	0.9	298.5	Skolæst	4.6	0.6	5.2
Skærising	263.0	743.0	1006.0	Havtaske	3.7	1228.2	1231.9
Grå Knurhane	167.4	30.2	197.6	Skade	1.6	9.0	10.6
Sild	155.8	1.8	157.6	Makrel	1.4	3.4	4.8
Sej	139.0	6376.3	6515.3	Blæksprutte	1.1	55.9	57.0
Blåhvilling	113.3	0.0	113.3	Lyssej	0.6	347.8	348.4
Rødtunge	84.5	927.2	1011.7	Ansjos	0.4	0.0	0.4
Andre	79.9	23.5	103.4	Havkat	0.4	183.5	183.9
Slethvar	70.9	133.2	204.1	Tungehvarre	0.1	0.0	0.1
Pighvar	68.5	247.1	315.6	Helleflynder	0.0	61.3	61.3
Stenbider	57.7	37.4	95.1	Laks	0.0	0.2	0.2
Lange	52.6	344.1	396.7	Ørred	0.0	0.3	0.3
Sorthaj	46.6	0.0	46.6	Strandkrabbe	0.0	0.1	0.1
Fjæsing	45.2	18.8	64.0	Mulle	0.0	0.3	0.3
Dybvandsrejer	41.2	1114.8	1156.0	Glashvarre	0.0	0.2	0.2
Taskekrabbe	35.1	47.5	82.6	Stavsild	0.0	0.1	0.1
Tunge	32.2	219.1	251.3	Brosme	0.0	25.3	25.3
Hestemakrel	31.1	0.7	31.8	Rokker og Skader	0.0	16.5	16.5

Tabel 5.3.3. Maximum- og minimumoverlevelse i procent for udsnid af forskellige fiskearter fanget i forskellige redskaber i relation til EU Kommissionens forslag om udsnidsforbud (artikel 15 i forslaget om en ny Fælles Fiskeripolitik; STECF 2012). na=kendes ikke.

Forbud mod udsnid foreslået i år	Art	Redskab	Minimum overlevelse i procent	Maximum overlevelse i procent	Kilde
2014	Makrel	Snurpenot	0	100	Huse & Vold(2010)
	Sild, hestemakrel, blåhvilling, havgalt, ansjos, strømsild, sardin, lodde		na	na	
2015	Torsk	Rødpættebomtrawl	0	0	Fulton (1890)
		Trawl	0	100	Jean (1963)
		Bundsatte langliner	31	100	Milliken et al. (2009)
		Håndline	43	43	Palsson et al. (2003)
	Tunge	Rejebomtrawl	71	100	Berghahn et al. (1992)
		Trawl og rødpættebomtrawl	4	37	van Beek et al. (1990)
		Rejetrawl			Kelle (1976)
	Kulmule		na	Na	
2016	Kuller	Trawl	22	93	Beamish (1966)
		Trawl & snurrevod	35	88	Hislop & Hemmings (1971)
	Hvilling	Rejebomtrawl	0	35	Berghahn et al. (1992)
		Rødpættebomtrawl	0	0	Fulton (1890)
	Rødpætte	Rødpættebomtrawl	98	98	Fulton (1890)
		Trawl & bomtrawl	0	48	van Beek et al. (1990)
		Rejebomtrawl	0	100	Berghahn et al. (1992)
		Rejetrawl	12	70	Kelle (1976)
	Sej	Rejetrawl	48	89	Ross & Hokenson (1997)
	Rødtunge	Rødpættebomtrawl	43	43	Fulton (1890)
	Håising, havtaske, lange, lyssej, pighvar, slethvar, blålange, sort sabelfisk, skolæst, soldatfisk, hellefisk, brosme, rødfisk		na	na	

5.3.2 Bundflora og -fauna

Fiskeri med bundsløbende redskaber anses for at være én af de væsentligste, menneskeskabte påvirkninger af havbunden og den tilknyttede flora og fauna (Hinz *et al.* 2009). De direkte effekter af de forskellige fiskerier afhænger imidlertid af de befiskede områders bundforhold og af den tilhørende flora og faunas følsomhed (Tillin *et al.* 2006, Hall *et al.* 2008).

Ålegræs og tang

Ålegræs og tang (makroalger) er sårbare overfor bundsløbende redskaber, både som følge af direkte fjernelse og beskadigelse ved skrabning og indirekte gennem sedimentation af suspenderet materiale på bladdelene, forringelse af sigtddybden, strukturændring af sedimentet og fjernelse eller vending af sten (Sewell *et al.* 2007, Vinther *et al.* 2008, Mercaldo-Allen & Goldberg 2011).

Muslingeskrab kan forårsage skade på bestande af ålegræs gennem fysisk påvirkning af både voksne planter, skud, frøspirede planter og frøpuljen (Vining 1978, Dayton *et al.* 1995, Barnette 2001, Morgan and Chuepagdee 2003). Et målrettet fiskeri med muslingeskraber i tætte ålegræsforekomster er dog ikke særlig sandsynligt, idet der i tætte ålegræsbede sjældent forekommer større biomasser af muslinger og effektiviteten af skraberen er endvidere meget lav i tætte ålegræsbede, hvor den hurtigt vil blive fyldt med plantemateriale, så fiskeriet må stoppe.

Ved muslingeskrab på hård bund fjernes fast substrat i form af sten og skaller (Dolmer *et al.* 2013). Tab af substrat kan være permanent, hvis det f.eks. drejer sig om større sten, eller midlertidigt, hvis det drejer sig om biogene substrater som muslingeskaller. Makroalger er afhængige af forekomsten af fast substrat til at fasthæfte sig på. Fjernelse af faste substrater indenfor dybder, der har lys nok til at understøtte makroalger, vil derfor potentielt reducere mængden af bundvegetation.

Muslingefiskeriet er pålagt at genudlægge sten ≥ 2 kg i område, hvor de er fisket, hvilket vil reducere risikoen for permanent fjernelse af optimale substrater.

Bunddyr

Effekten på bunddyrene afhænger af deres morfologiske og biologiske egenskaber, og de er ofte relateret til bundsubtrattypen (dvs. kornstørrelses-sammensætningen), samt til artens levevis (MacDonald *et al.* 1996, Bremner *et al.* 2006, Tillin *et al.* 2006). Langt de fleste undersøgelser af fiskerieffekter har fokuseret på direkte effekter indenfor de første døgn efter fiskeriet er foregået, hvorimod langtids effekterne er dårligere undersøgt. Kaiser *et al.* (2006) fandt, at bomtrawl havde en korttidseffekt for bundfaunaen (indenfor <7 dage) på både sand og mudderbund, mens der for bundtrawl var en korttidseffekt på sandblandet mudder og mudderbund. Ser man på funktionelle fødegrupper, er der en tendens til, at bomtrawling på sandbund har den største effekt på filtrerende organismer, og at effekten på mudderbund er størst for dyr, der lever af sedimentets organiske materiale. Bundtrawling på mudderbund har især en effekt på filtrerende organismer (Kaiser *et al.* 2006). Det er dog uklart, hvor generelt dette mønster er. I en sammenligning af 101 undersøgelser af fiskerier blev den største, påvirkning efter fiskeri fundet på biogene habitater (Tabel 5.3.4), dvs. områder, hvor dyr og planter selv er med til at forme deres levested, som f.eks. muslingebanker (Kaiser *et al.* 2006, Kaiser & Hiddink 2007).

Effekter af muslinge- og østersskrabere: Blåmuslingebanker kan karakteriseres som biogene rev og habitater og er mest udbredt på lavt vand (<15 m) i danske farvande. På grund af en kort generationstid og hurtig gendannelsestid, er blåmuslingerev langt fra så sårbare overfor fiskeri, som mange andre biogene habitater i danske farvande (f.eks. ålegræs- og tangbede, hestemuslingerev, havsvampegrunde). Blåmuslinger er tilpasset lavvandede områder med høj energiomsætning og er normalt karakteriserede ved høj larveproduktion, stort spredningspotentiale og hurtig vækst til kønsmodning. Den årlige produktion udgør ca. 50 % af den stående biomasse. Heraf fjernes ca. 15 % ved fiskeri (Dolmer *et al.* 2013).

En analyse af eksisterende undersøgelser har vist, at fiskeri med muslingeskrabere i tidevandszonen har en høj, negativ effekt på artsdiversiteten i den første uge efter fiskeri, og at reetableringen af habitatens bundfauna tager >50 dage på mudderblandet sandbund (Kaiser *et al.* 2006). Fiskeri efter blåmuslinger i danske farvande har ligeledes en signifikant, direkte effekt både på dyr, der lever i bunden (f.eks. havbørsteorme og muslinger) og ovenpå bunden (f.eks. havsvampe, søanemoner, søpindsvin og søpunge), mens mobile ådselædere såsom hesterejer bliver mere talrige (Dolmer *et al.* 2001).

Fiskeri med bundslæbende redskaber kan ophvirvle sediment og partikulært, organisk materiale, og det kan i lavvandede, kystnære områder, som f.eks. Limfjorden, bevirke, at vandkvaliteten midlertidigt forringes pga. nedsat sigtbarhed, øget frigivelse af næringssalte, øget iltforbrug og muligvis øget fytoplanktonproduktion (Riemann & Hoffmann 1991, Kaiser *et al.* 2002, Holmer *et al.* 2003, Doeksen 2006, ICES 2007a, Bradshaw *et al.* 2012, Almroth-Rosell *et al.* 2012). Undersøgelser i Limfjorden har dog vist at ophvirvling af sediment forekommer naturligt ved vindhastigheder >15 m s⁻¹, at bidraget fra muslingefiskeriet er meget lille sammenlignet med vindgenereret resuspension (Dyckjær & Hoffmann 1999), og at sedimentation af det ophvirvlede materiale sker efter få timer (Riemann & Hoffmann 1991).

Fiskeri efter østers (*Ostrea edulis*) med østersskrabere er i Danmark begrænset til den vestlige del af Limfjorden. Bestandens størrelse har varieret meget i tidens løb. Efter en periode med så godt som ingen østers voksede bestanden i løbet af 90'erne så man i 2005 fangede ca. 1000 tons. I perioden herefter er bestanden blevet betydelig mindre på grund af svigtende rekruttering. Hvad der er årsagen til den meget varierende rekruttering er ikke helt klarlagt, men det skyldes sandsynligvis en kombination af temperatur, gydetidspunkt og tilstedeværende fødeudbud (Kristensen og Hoffmann 2006). De anvendte skrabere er forholdsvis små og lette (20-30 kg), hvorfor effekten på bunden er relativt begrænset (Dolmer & Hoffmann 2004).

Effekter af bomtrawl og bundtrawl: Danske undersøgelser af fiskerets direkte effekt på bundfauna og bundtyper er fåtallige. Man har ikke kortlagt den præcise udbredelse af de forskellige bundtyper og biogene habitater i danske farvande, men støtter sig til geologiske råstofundersøgelser udført af især GEUS (f.eks. Al'Hamdani *et al.* 2007).

Udenlandske undersøgelser har vist, at både bomtrawl og bundtrawl, medfører en direkte dødelighed på en række bundlevende dyr (Tabel 5.3.4). Dødelighedens omfang afhænger dels af trawltypen og bundtypen og dels af de enkelte bundfauna-gruppers kropsstrukturer og levevis (Collie *et al.* 2000, Kaiser *et al.* 2006, Kaiser & Hiddink 2007). Tabel 5.3.4. er gengivet fra Kaiser & Hiddink (2007). Dødelighedsprocenterne i tabellen stammer oprindeligt fra Kaiser *et al.* (2006), der har sammenlignet 101 forskellige undersøgelser fra forskellige steder på kloden, herunder også enkelte i Nordsøen.

De konkrete procenttal kan ikke anvendes til direkte at forudsige bundfauna dødelighed i danske farvande som følge af fiskeri. Men tallene giver en indikation af variationen i dødelighed af forskellige faunagrupper på forskellige bundtyper som følge af fiskeri med henholdsvis bomtrawl og bundtrawl. Bomtrawl ser ud til at have forårsaget størst dødelighed på forskellige dyregrupper på sand og sandblandet mudder, mens den højeste dødelighed som følge af bundtrawling er fundet på biogene rev og den hertil knyttede fauna generelt, samt på krebsdyr på sandblandet mudder.

En ny undersøgelse fra det Irske Hav har vist, at et enkelt trawl træk og et skaldyrskrab på et biogent rev bestående af hestemuslinger (*Modiolus modiolus*) reducerede antallet af organismer der levede på bundens overflade med henholdsvis 90% og 59% (Cook *et al.* 2013). Denne type af biogent rev – hestemuslinger - forekommer på forskellige bundtyper (mudder/sandblandet mudder, skalgrus, grus/sten) i danske farvande. Habitatet er omfattet af Natura 2000 netværket under naturtypen '1170 Rev, biogene rev' (Connor *et al.* 2004), hestemuslingen er på OSPAR Konventionens liste over arter, hvis udbredelse er truet og/eller i tilbagegang (OSPAR 2008, Rees 2009, Dinesen & Morton 2014).

I Nordsøen indenfor den danske økonomiske zone (EEZ) pågår der et betydeligt, kystnært bomtrawlfiskeri efter hesterejer på sandbund på <20 m dybde (4.317 indsatsdage, Tabel 4.2.1). Det benyttede redskab er dog mindre og 5-6 gange lettere end et almindeligt bomtrawl (ICES 2007a), hvorfor redskabet ikke direkte kan sammenlignes med bomtrawl målrettet fladfisk. Eksisterende undersøgelser viser nemlig, at påvirkningen fra rejetrawl på bunden ikke er nær så stor som de traditionelle bomtrawls. Redskabets specielle rullerubber sikrer, at trawlet ruller hen over forhindringer på havbunden helt uden synlig påvirkning (videoundersøgelser, se Vorberg 2000). Dog medfører den tunge ramme og trawlets 'sko' i hver side, at redskabet graver sig noget ned i sedimentet og i disse 'sko-spor' påvirker den tilstedeværende flora og fauna (Doeksen 2006, ICES 2007a).

Effekter af garn, ruser og bundgarn: Den næststørste fiskeriindsats i danske farvande er målrettet fiskeri med nedgarn efter torsk, rødspætte og tunge (22.350 indsatsdage) på blandet bund >10 m dybde. Dette fiskeri antages at bidrage med en væsentlig mindre dødelighed på bundfaunaen i forhold til fiskeri med bundtrawl, trods en forventet bifangst af især større krebsdyr (især krabber og eremitkrebs).

Der er endnu ingen danske undersøgelser af garns eventuelle påvirkning af faunaen i områder med rev/boblerev, men det må formodes at garn i sådanne områder kan hægte sig fast i revet og efterfølgende løsrive, knække eller vælte revstrukturer. Ifølge ICES' arbejdsgruppe om fiskeriers påvirkning på økosystemet (ICES 2006) kan stående redskaber have en betydelig effekt på havbundens struktur samt flora og fauna og der er undersøgelser fra bl.a. USA (Shester & Micheli 2011) der indikerer at den fysiske påvirkning af nedgarn på stenrevs flora og fauna er større end tidligere antaget, f.eks. i form af afrivning og erosion af vegetation og fastsiddende dyr, mens garnene fisker, og fysisk påvirkning af rev, flora og fauna når garnene sættes og hales ind. Fiskeri med bundgarn og ruser efter ål og sild, og med tejner efter taskekrabber, er mindre fiskerier, hvor effekten på bundens flora og fauna antages at være begrænset.

Tabel 5.3.4. Gennemsnitlig bundfauna-dødelighed i procent indenfor 24 timer efter trawling på forskellige bundtyper fordelt på forskellige dyregrupper (rækker/phyla), forkortelser: P&C: Dyriske svampe og polyptyd, Mol: bløddyr, Ann: børsteorme, Cru: krebsdyr, Ech: pighude, Øvr: øvrige grupper (fra Kaiser *et al.* 2006, Kaiser & Hiddink 2007). Procentværdier >50 % er markeret med **fed**.

Trawltype	Bundtype	Dyregrupper	Direkte dødelighed i % ≤24 timer efter trawling
Bomtrawl	Grus	Mol, Ann, Cru, Ech	-42
	Sand	Mol, Cru, Ech	-75
		Ann	-21
	Sandblandet mudder	Øvr	-54
		Mol	-29
Bundtrawl	Biogene rev	Mol	-91
		Ech, Øvr	-73
		P&C	-62
	Grus	P&C, Mol, Cru, Ech	+3
	Sand	P&C, Mol, Ann, Cru, Ech	-15
	Sandblandet mudder	Cru	-81
		Mol, Ann	-26
	Silt (mudder)	Mol	-37
		Cru, Ech, Øvr	-28
		Ann	-24

5.3.3 Bifangst af havfugle

Omfang

Bifangst af havfugle kan forekomme i en række fiskerier. Størst fokus internationalt har der været på bifangst i langlinefiskerier af bl.a. truede arter af albatros, men også bifangst i garnfiskerier har været omtalte (Zydelis *et al.* 2009, Zydelis *et al.* 2013). Helt generelt afhænger bifangstens omfang af en lang række faktorer som fuglearten, fuglenes tæthed, overlappet mellem fuglenes fourageringsområder og fiskeriets udbredelse, fiskeredskabernes art, sigtbarhed i vandet og meteorologiske forhold.

Bifangst af havfugle i danske farvande sker fortrinsvis i vinterhalvåret, idet de fleste lommer, lappedykkere, svømmeænder og dykænder opholder sig ved ferskvand i sommerhalvåret, men trækker ud på havet i vinterhalvåret. Danske farvande udgør samtidigt et vigtigt vinteropholdsområde for en række arter fra andre lande, som f.eks. sortand, fløjlsand, havlit, lomvie, alk, edderfugledderfugl og skarv, som derved risikerer bifangst i danske fiskerier. I alt overvintrer mere end 3.000.000 havfugle i danske farvande (Laursen *et al.* 1997).

Konkret viden om bifangst af havfugle i danske fiskerier er dog, bortset fra en enkelt, systematisk undersøgelse, meget sporadisk og bygger primært på anekdotiske oplysninger. F.eks. rapporterede Durinck *et al.* (1993) bifangst af over 300 sortænder og fløjlsænder på en enkelt lokalitet og en enkelt nats garnfiskeri ved den jyske vestkyst nær Hanstholm, men betragtede det som en sjælden hændelse. Christensen (1995) registrerede bifangst af lomvie i drivgarnsfiskeri efter laks i den østlige Østersø (et fiskeri som nu er forbudt), Lyngs & Kampp (1996) rapporterede bifangst af lomvie og alk i garnfiskerier og Bregnballe & Frederiksen (2006) rapporterede bifangst af skarv i ruser, bundgarn og nedgarn. På grund af deres anekdotiske karakter kan ingen af disse oplysninger bruges til at beregne bifangstens størrelse for nogen af de nævnte arter.

Man ved at der kan forekomme bifangst af fugle i trawl-, krog-, garn- og rusefiskerier (EC 2012), men formentlig ikke i fiskerier med muslingeskraber, bomtrawl, skotsk vod og snurrevod. Bifangst af havfugle i pelagiske trawl og bundtrawl sker primært gennem kontakt med trawlwirerne, hvorved fuglene trækkes ned i vandet og drukner. Omfanget af denne bifangst er stort set ukendt, både i og udenfor danske farvande. Der er desuden anekdotiske oplysninger om bifangst af mange suler i pelagisk trawl, men omfanget af dette er ukendt.

Bifangst af havfugle i fiskeri med not har formentlig et meget lille omfang i danske farvande, eftersom dette fiskeri har et meget begrænset omfang.

Bifangst af havfugle i nedgarn drejer sig primært om dykkende havfugle, som lommer, lappedykkere og dykænder, der bliver fanget i garnene under deres jagt på føde under vandet. Den hidtil eneste, systematiske undersøgelse af fuglebifangstens omfang i danske garnfiskerier blev gennemført i et samarbejde mellem DTU Aqua og Århus Universitet i perioden fra december 2001 til april 2004 (Degel *et al.* 2010). Undersøgelsen fandt sted i området omkring Ærø, og omfattede uafhængige observationer på kommercielle fartøjer, fiskeres egne registreringer af bifangst, forsøgsfiskeri med forskningsskib samt optællinger af havfugle fra fly. Området blev valgt, fordi man fra allerede indsamlede data kunne påvise store mængder havfugle i visse perioder af året, samt et geografisk sammenfald i udbredelsen af disse havfugle og et relativt omfattende garnfiskeri.

På basis af de indsamlede data fra fiskernes egne registreringer beregnedes de totale bifangster af fugle i undersøgelsesområdet (Tabel 5.3.5). Det fremgår af tabellen, at edderfugl er langt den hyppigste art med 598 (71

%) af de i alt 841 beregnede fugle. Fangsterne på observatorturene og ved forsøgsfiskeriet var så få, at de ikke kan bruges til at beregne bifangstens omfang. Fangsten af edderfugle skal ses i forhold til, at der i undersøgelsesområdet blev beregnet at være op mod 142.000 edderfugle, og at jagtudbyttet i området var på 24.485 edderfugle. Det betyder, at bifangsten af edderfugle kun udgør 0,4 % af totalantallet og 2,3 % af den samlede, menneskeskabte dødelighed i undersøgelsesområdet. Der blev herudover beregnet at være op til 9.000 havlitter i området. Den beregnede bifangst på 63 havlitter udgør derfor kun 0,7 % af antallet af samtlige havlitter i undersøgelsesområdet.

Bifangst af havfugle i bundgarn sker primært i bundgarn forsynet med ruser og omfatter, ligesom bifangst i kasteruser, først og fremmest arter, der jager fisk under vandet, som f.eks. skarv og skallesluger. Omfanget af denne bifangst i det kommercielle fiskeri er ikke kendt, men er formentlig ikke særligt stor, da bundgarns- og rusefiskeriet er gået meget tilbage. Bifangsten i det rekreative fiskeri med ruser kendes ikke.

Tabel 5.3.5. Totale, beregnede bifangster af fugle i et undersøgelsesområde omkring Ærø (fra Degel *et al.* 2010).

Art	Måned						Hele Perioden
	12	1	2	3	4	5	
Edderfugl	88	92	190	206	22	0	598
Sortand	19	12	48	7	0	0	86
Skarv	13	15	18	17	15	0	78
Havlit	42	4	7	10	0	0	63
Fløjlsand	3	0	2	0	0	0	5
Lappedykker	0	0	2	0	0	0	2
Lomvie	0	0	0	0	2	0	2
Andre arter	3	2	2	0	0	0	7
I alt	166	125	269	240	39	0	841

I fremtiden vil videoovervågning ombord på danske fiskefartøjer gøre det væsentligt nemmere og mindre omkostningskrævende at indsamle data om bifangst af fugle. I et pilotprojekt med 6 garnfartøjer, der har fisket i Øresund, Skagerrak og Nordsøen, har DTU Aqua forsøgsvis registreret bifangst af fugle. De foreløbige resultater viser, at 5 af de 6 fartøjer har haft meget få bifangster af fugle, bestående næsten udelukkende af lomvier, mens det 6. fartøj har fanget en del lomvier samt enkelte skarver og edderfugle i det nordlige Øresund (Kindt-Larsen *et al.* 2012).

Afværgning af bifangst af havfugle

Internationalt har afværgning af bifangst primært været koncentreret om fiskeri med langliner på grund af det nævnte bifangstproblem med albatrosser. Fuglene bliver fanget på krogene, når de forsøger at tage maddingen under sætning af langlinerne, bliver trukket ned under vandet og drukner. Afværgning har derfor koncentreret sig om at holde fuglene væk fra maddingen under sætningen f.eks. vha. de såkaldte Tori-liner, at gøre maddingen mindre synlig eller at sætte langlinerne gennem et rør, der udmunder et stykke under overfladen (EC 2012).

Bifangst af havfugle i nedgarn er først i de senere år blevet kendt som et væsentligt problem i Nordeuropa. Zydels *et al.* (2009) konkluderede, at den samlede, årlige bifangst af havfugle i garnfiskerier i Østersøen og Nordsøen var mellem 100.000 og 200.000 fugle. Alligevel udføres der stort set ingen forskning i, hvordan man kan reducere denne bifangst. I USA er der udført nogle få forsøg med at gøre garnene mere synlige, og med at bruge akustiske alarmer, såkaldte pingere, til at skræmme fuglene bort fra garnene, men uden særlig succes (Melvin *et al.* 1999). Den begrænsede succes kan eventuelt skyldes, at man næsten intet ved om havfugles syn eller hørelse, hvilket gør det vanskeligt at udvikle målrettede afværgemidler.

Afværgning af bifangst i andre redskaber har fået meget lidt opmærksomhed. Det er dog muligt at reducere antallet af fugle, der drukner ved fiskeri med pelagiske trawl og bundtrawl, f.eks. gennem anvendelse af Tori-liner og andre mekanismer, der holder fuglene væk fra trawlwirerne (Løkkeborg 2011) og ved at ændre praksis for håndtering af udsmid (Pierre *et al.* 2012). Bifangsten i ruser kan reduceres ved at montere stopriste i indgangen til rusen, men det er vigtigt at ristene bliver dimensioneret korrekt, så man undgår nedsat fiskeevne for ruserne.

5.3.4 Bifangst af havpattedyr

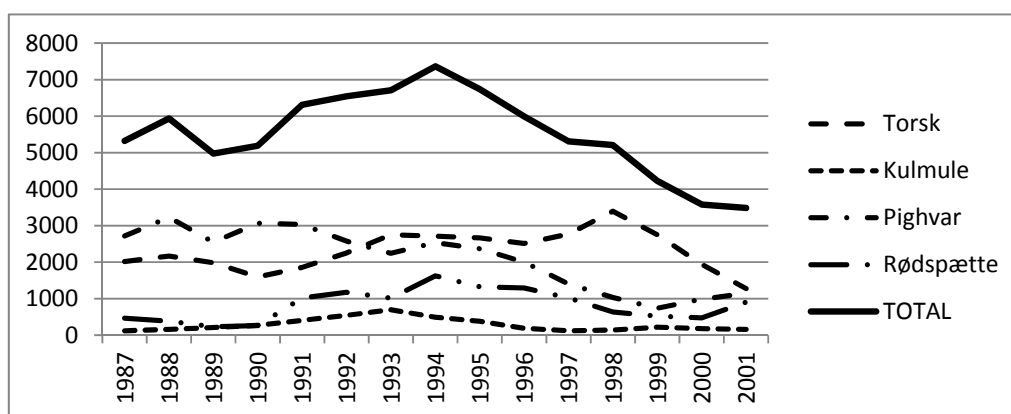
Omfang

Bifangst af havpattedyr kan forekomme i en lang række fiskeredskaber, men sker meget sjældent om overhovedet i muslingeskraber, bomtrawl, skotsk vod og snurrevod. I de få tilfælde, hvor deres findes havpattedyr i disse redskaber er det efter al sandsynlighed dyr, der allerede var døde, inden de blev fanget i redskabet. Dette gælder formentlig også de ganske få observationer af døde marsvin i bundtrawl. Der er ingen observationer fra danske farvande af bifangst i tejner og hånd- og stangliner. Generelt kan man sige at det først og fremmest er marsvin og spættede sæler, der tages som bifangst, da disse to arter er de eneste almindeligt forekommende havpattedyr i danske farvande, bortset fra området omkring Bornholm, hvor gråsælen er blevet talrig.

Bifangst af småhvaler i pelagiske trawl er et problem i visse fiskerier i f.eks. den Engelske Kanal og vest for Irland (Morizur *et al.* 1999), men er tilsyneladende ikke noget større problem i danske farvande. DTU Aqua har haft observatører ude i dette fiskeri i både indre farvande, Kattegat og Nordsøen i 2006-2008, men bifangster blev ikke observeret (DTU Aqua 2008). Det vides dog fra tidligere observationer, at pelagiske trawl ind imellem har haft bifangster f.eks. af grindehvaler i de dybere dele af Skagerrak.

Det danske fiskeri med not er meget begrænset og DTU Aqua har ikke haft observatører ombord på disse fartøjer, så det er vanskeligt at afgøre om bifangster af havpattedyr forekommer. I andre dele af verden, som f.eks. det østlige Stillehav, har bifangster af delfiner i not tidligere haft et meget stort omfang (Hall 1998).

Bifangst af havpattedyr i nedgarn kan forekomme i de fleste typer garn, men det er de stormaskede garn, der har de største bifangstrater. I årene 1993-98 indsamlede DTU Aqua data om bifangst af marsvin i de danske garnfiskerier, og på basis af disse data blev den samlede, årlige bifangst i Nordsøen beregnet til at ligge på gennemsnitligt 5.591 dyr for perioden 1987-2001. Figur 5.3.3 viser bidraget fra de 4 vigtigste fiskerier samt den samlede, årlige bifangst i perioden. Det ses af figuren, at bifangsten var faldende fra 1994 til 2001, hvilket primært skyldes faldende indsats i garnfiskerierne. Der er ikke efterfølgende indsamlet lignende data og det vides derfor ikke, hvordan bifangsten i Nordsøen har udviklet sig i de senere år. Generelt har indsatsen i garnfiskeriet dog været faldende i de senere år, og det forventes derfor at også bifangsten af marsvin har været faldende.



Figur 5.3.3. Beregnet bifangst af marsvin i danske garnfiskerier i Nordsøen, 1987-2001, for de 4 vigtigste fiskerier samt totalt (data fra Vinther & Larsen, 2004).

Der findes ikke tilsvarende resultater for indre, danske farvande og Østersøen, da de data, der blev indsamlet der i 1993-1998, er så begrænsede, at de ikke tillader en beregning af bifangstens omfang. Det skyldes til dels, at mange af fartøjerne i indre farvande var for små til at kunne tage en observatør ombord og dels, at undersøgelserne i 1993-98 var rettet mod udsnid af fisk i Nordsøens garnfiskeri. ICES (2010) har foretaget en beregning af bifangstens omfang for Kattegat og indre farvande, men beregningen er foretaget på så usikkert et grundlag og har så væsentlige fejl, at den er stort set uanvendelig. DTU Aqua indsamler i 2012-2014 data om bifangst af marsvin i indre, danske farvande ved hjælp af kameraovervågning, og forventer i 2014 at have et tal for bifangstens omfang i dette område. I 2014-16 indsamles lignende data om bifangsten i farvandet omkring Bornholm og i den østlige Østersø.

Bifangst af andre havpattedyr, som f.eks. spættet sæl, forekommer også i nedgarn. Der findes ikke nogen samlede opgørelser for disse bifangster i danske fiskerier, men de formodes at have et meget begrænset omfang, eftersom der er meget få observationer af sådanne bifangster i DTU Aquas databaser.

Bifangst af havpattedyr i bundgarn gælder både marsvin og sæler, men eftersom maskerne i bundgarn er for små til at dyrene kan blive indviklet i garnvæggene, svømmer dyrene som oftest uskadede rundt i bundgarnet og kan slippes fri. En undtagelse er dog bundgarn med ruser, hvor sæler kan blive fanget i ruserne og drukne. Omfanget

af disse bifangster er ikke kendt, men formodes at have et begrænset omfang, bl.a. fordi der efterhånden ikke er så mange bundgarn tilbage.

Bifangst af havpattedyr i ruser (kasteruser) gælder udelukkende sæler, og det er primært spættede sæler, der fanges. Omfanget af denne bifangst er ikke kendt, men formodes at være meget lille, eftersom dette fiskeri i de senere år har været meget begrænset.

Bifangst af havpattedyr på langliner gælder i danske farvande primært sæler, som kan blive fanget når de prøver at tage krogede fisk. Omfanget af denne bifangst er ikke kendt, men formodes at være meget lille.

Afværgning af bifangst

Afværgning af bifangst af havpattedyr har både internationalt og i Danmark koncentreret sig mest om at nedbringe bifangsten af småhvaler, herunder specielt bifangst af marsvin i nedgarn, da bifangsten i flere havområder har været større end bestandene kan tåle i det lange løb. Bortset fra reduktioner i fiskeriindsatsen, som f.eks. lukkede områder eller perioder, har akustiske alarmer (pingere) vist sig at være det eneste effektive middel til at nedbringe bifangsten af marsvin i garnfiskerier. EU har gennem vedtagelsen af Rådsforordning 812/2004 indført tvungen anvendelse af pingere i visse garnfiskerier, hvor undersøgelser havde vist, at bifangsten var for stor. Det drejer sig for danske fiskere om ICES underafsnit 24 i Østersøen, hvor pingere skal anvendes på alle nedgarn, samt Nordsøen og Skagerrak, hvor der skal anvendes pingere på alle nedgarn med masker ≥ 220 mm hele året og på alle garn med garnlænker under 400 m i perioden 1. august – 31. oktober. Der er ikke krav om brug af pingere i Kattegat, Bælthavet eller vestlige Østersø. Der findes ikke nogen statistiske oplysninger om, hvor mange danske fartøjer, der skal anvende pingere. Hvor mange danske fartøjer, der faktisk anvender pingere som foreskrevet, vides heller ikke.

Pingere kan også anvendes til afværgning af bifangst af andre arter af småhvaler både i nedgarn og i trawl. Der har desuden været gjort forsøg med at anvende selektionsriste til at reducere bifangst af delfiner i pelagiske trawl, men uden større effekt.

Afværgning af bifangst af sæler i ruser er mulig ved anvendelse af stopriste, men det er vigtigt at risten bliver dimensioneret korrekt, så man undgår nedsat fiskeevne for ruserne.

5.4 Udsmid som fødekilde

Fiskeri genererer ådsler, dels i form af direkte dødelighed af bundfauna som følge af redskabernes kontakt med bunden, dels i form af udsmid til havs når fangsten sorteres og renses. For Nordsøen har en ældre undersøgelse vist et årligt udsmid på 70.000 t indvolde, 120.000 t rundfisk, 200.000 t fladfisk og 180.000 t bundfauna fra det samlede internationale fiskeri (Camphuysen *et al.* 1993). En stor del af dette udsmid udnyttes som føde af diverse ådselædere.

Mange arter af havfugle udnytter for eksempel udsmid og fiskeaffald fra fiskefartøjer som en nem kilde til føde. Det drejer sig først og fremmest om forskellige arter af måger, kjoever, suler og mallek. Fuglene foretrækker rundfisk og fiskeaffald på grund af det større kalorieindhold, men tager også anden discard, specielt hvis der er mangel på tilgængelig føde (Tasker *et al.* 2000). Det er vanskeligt at skille effekten af udsmid på populationerne af disse havfugle fra effekten af andre menneskeskabte eller naturlige ændringer i fuglenes miljø, men Garthe *et al.* (1996) har beregnet at mængden af udsmid og fiskeaffald i Nordsøen i midten af 1990'erne udgjorde

fødegrundlaget for 5,9 millioner havfugle, primært måger, kjoer, suler og mallemuk. Tasker *et al.* (2000) konkluderer ligeledes at udsnid og affald har haft en signifikant, positiv effekt i det mindste for mallemuk og flere arter af måger i Nordsøen. I Østersøen er der konstateret lignende effekter, men der drejer det sig stort set udelukkende om måger, da der kun er meget få andre deciderede havfugle i Østersøen (Garthe & Scherp, 2003). Afhængigheden af udsnid betyder samtidigt, at ændringer i udsnidspraksis, som f.eks. reducerede mængder eller ændringer i tilgængeligheden, kan have negative effekter på visse havfugle. Undersøgelser har f.eks. vist, at reducerede mængder tilgængeligt udsnid kan medføre at storkjoven i højere grad præderer på mindre arter af havfugle som f.eks. mallemuk og ride (Votier *et al.* 2004). Et andet eksempel kommer fra Canada, hvor Regular *et al.* (2013) har vist, at stoppet for garnfiskeri ved Newfoundland i 1992 og deraf følgende reduceret udsnid har medført at bestandene af svartbag, sølvmåge og ride er gået tilbage, mens bestanden af lomvier, der blev taget som bifangst i store mængder, er gået frem.

Man har ikke undersøgt, hvad udsnid betyder for havpattedyr i danske farvande, og der vides internationalt kun ganske lidt om emnet. En undersøgelse af udsnid fra engelske jomfruhummertrawlere i Nordsøen dokumenterer, at gråsæler æder udsnid (Catchpole *et al.* 2006), og der er rapporter om, at sæler følger rejetrawlere i Vadehavet for at æde udsnid fra disse fartøjer (Berghahn & Vorberg 1993).

Forskellige fiskearter kan udnytte udsnidet i vandsøjlen, men størstedelen af det, som havfuglene ikke har spist, vil synke ned på bunden. I nogle områder har man efter bundtrawling fundet et øget antal ådselædere, som f.eks. eremitkrebs og søstjerner, mens andre ådselædere, som konksnegle og visse arter af slangestjerner ikke optrådte i større antal (Ramsay *et al.* 1998). En forklaring kan være, at udsnid bidrager med en øget mængde føde til ådselæderne, samtidig med at dødeligheden blandt bunddyrene, inkl. ovennævnte ådselædere, øges ved fiskeri med bundsløbende redskaber. Hermed tabes en væsentlig del af den naturlige bundproduktion. Det er beregnet, at den fiskeribetingede produktion af ådsler i form af udsnid i Nordsøen kun kompenserer for 22 % af tabet af den bundfaunabiomasse og produktion der forårsages af fiskeriet (Kaiser & Hiddink 2007).

I kystnære områder kan de fleste ådselædere i mangel af ådsler ernære sig på anden vis (Britton & Morton 1994). For Nordsøen har man undersøgt ådselædernes betydning for fødekæden og fundet, at fiskeri øger tilgængeligheden af ådsler i en periode på 2-3 dage efter fiskeriet. Ådslerne omfatter udsnidte fisk og bunddyr, som først har været på dæk, samt bunddyr, der beskadiges og dør på havbunden uden at være blevet tilbageholdt af redskabet. Flere undersøgelser tyder på, at nogle ådselædere er selektive i deres fødevalg, dvs. foretrækker visse arter, eller kropsdele, frem for andre, og derved optimerer udbyttet af fødeindtaget (Ramsay *et al.* 1998). Tiltrækningen af ådselædere sker indenfor de første tre døgn efter fiskeriet er foregået, hvorefter betydningen af den ekstra fødetilførsel ser ud til at fortage sig (Kaiser & Hiddink 2007).

6 Fiskeribetingede langtidsændringer i havmiljøet

6.1 Generelt

De langsigtede ændringer i havmiljøet som fiskeriet kan forårsage er mere vanskelige at redegøre for end de umiddelbart observerbare, kortsigtede påvirkninger. Fangst, udsmid og bundpåvirkning vil påvirke den relative bestands- og størrelsessammensætning i havet, med konsekvenser for fiskeproduktion og energitransport op gennem fødenettet fra alger over zooplankton til fisk. Ingen af havets arter lever i fuldstændig isolation fra hinanden, og fiskeribetingede ændringer i fiskebestandenes størrelse vil, populært sagt, brede sig som ringe i vandet og påvirke de arter, der lever af de pågældende fiskebestande, deres bytte og dermed fødenettet og konkurrencen mellem arterne.

De ændrede dødeligheds-, vækst- og rekrutteringsmønstre kan på længere sigt give ophav til ændringer i de påvirkede arters arvmasse, fordi evolutionen vil favorisere individer med arveegenskaber, der passer til en fiskeripåvirket situation. Man ved f.eks., at nogle fiskearter nu kønsmodnes yngre og ved en mindre størrelse end de førhen gjorde, fordi den øgede dødelighed på grund af fiskeri gør det fordelagtigt at kønsmodnes tidligere.

Men det er ikke kun fiskeriets påvirkning, der betyder noget. Havenes økosystemer undergår store, naturlige variationer som følge af ændringer i vejr og vind, og den naturskabte variation gør det vanskeligt at isolere fiskeriets langsigtede påvirkning entydigt. Hertil kommer, at fiskeriet ikke er den eneste betydningsfulde, menneskeskabte påvirkning. Effekten af andre menneskeskabte påvirkninger, såsom det varmere og mere blæsende klima eller den øgede mængde næringssalte, som udledes fra land eller optages fra atmosfæren, er også vigtige.

Næringssaltene giver ophav til hyppigere iltsvind, som ændrer bundfaunaen i retning af arter med kort livscyklus på samme måde som fiskeri, og klimaændringerne medfører øget forekomst af sydlige arter. Endelig mangler der en veldokumenteret referencesituation uden fiskeripåvirkning, som man kan bruge som sammenligningsgrundlag. Fiskeriet har en lang historie i Nordeuropa, så mange af de langtidsændringer, der kunne skyldes fiskeri, kan være indtruffet inden man for alvor begyndte at overvåge havets dyre- og planteliv på en større skala. Hvor der på kort sigt er en direkte sammenhæng mellem årsag og virkning, vil det på langt sigt være vanskeligt eller umuligt entydigt at bestemme, om en ændring skyldes fiskeri, naturlige eller menneskeskabte klimaændringer, eutrofiering eller helt andre faktorer.

6.2 Mekanisk påvirkning af havbunden

Fiskeri med muslingeskrabere og bundslæbende trawl kan forårsage en sedimentomlejring så havbunden bliver udjævnet og ensartet, dvs. at større sten spredes og synker ned i blødere sediment, sedimentstrømribber og -banker omlejres og udviskes, og forhøjninger af havbunden udformet af gravende og fastsiddende fauna nedbrydes. Samtidig aflejres finere partikler på sedimentoverfladen. Dette medfører ændringer i de kemiske processer mellem vandfasen og sedimentet, og i selve sedimentet (Puig *et al.* 2012). Fiskeribetingede ændringer i sedimenters fysiske struktur og kemiske processer påvirker bundorganismerne og det tilhørende økosystems struktur og funktion. De direkte effekter af fiskeri kan derfor medføre afledte - ofte irreversible - ændringer (Løkkeborg 2005).

Fysisk forstyrrelse af havbundens sedimenter med bundslæbende redskaber kan ligeledes medføre ophvirvling af organisk materiale (Riemann & Hoffmann 1991, Doeksen 2006, ICES 2007a, Bradshaw *et al.* 2012) som kan

forårsage ændringer i sedimenternes sammensætning og omsætningen af næringsstoffer i og over havbunden (Pilskaln *et al.* 1998) samt en midlertidigt nedsat lysgennemtrængning til havbunden (Riemann & Hoffmann 1991). Bradshaw *et al.* (2012) har endvidere påvist, at trawlaktivitet kan remobilisere miljøfarlige stoffer, som er lagret i sedimenterne.

6.3 Fisk

Overordnet set afhænger fiskeriernes bæredygtighed af, hvorvidt bestandene kan erstatte den del af deres naturlige produktion som fjernes. Som regel er det et spørgsmål om hvorvidt rekrutteringen, tilgangen af nye, unge fisk, kan opretholdes. I MSY-forvaltningen af fiskerier og fiskebestande er målsætningen at bestandene skal fiskes med den fiskeridødelighed som giver det maksimale udbytte samtidig med, at bestandene til enhver tid holdes over det niveau, hvor rekrutteringen reduceres.

Det stigende fiskeritryk siden 1950'erne har imidlertid medført en generel ændring af størrelsesfordelingen af fisk i havene omkring Danmark. Andelen af store fisk er faldet, mens andelen af små fisk er steget. Det skyldes både, at den øgede fiskeridødelighed medfører, at færre fisk når at vokse sig store inden de dør, men også at små individer nu generelt er blevet hyppigere end tidligere (Daan *et al.* 2005). Sandsynligvis har tilbagegangen for de større fisk betydet en nedgang i de store individers prædation af de små, så der ikke længere spises helt så mange småfisk. Antallet af små arter er samtidig steget i Nordsøen, mens store arter, og i særlig grad hajer og rokker, er gået tilbage. Da store arter og individer generelt spiser større byttedyr, der alt andet lige er placeret højere i fødekæden end de byttedyr, som de mindre arter og individer spiser, er der sket et skift i fødenettets struktur, så mindre af energiomsætningen nu sker i toppen af fødenettet.

For at afspejle udviklingen i antallet af store og små fisk har ICES udviklet en *Large Fish Indicator* (LFI), som angiver, hvor stor en vægtandel af de fangede fisk i ICES årlige Internationale Bundtrawl Survey i Nordsøen, Skagerrak og Kattegat, der består af individer, som er mere end 40 cm lange (Greenstreet *et al.* 2011). Indikatoren er blevet foreslået brugt i forbindelse med Havstrategi-direktivets definition af god økologisk status og bruges af OSPAR som en indikator for Økologisk Kvalitet. Det er blevet foreslået, at God Økologisk Kvalitet er opfyldt, når indikatoren er over 0,3, dvs. når mere end en tredjedel af fangstvægten udgøres af fisk over 40 cm, som det var tilfældet i Nordsøen i begyndelsen af 1980'erne.

Indikatoren er blevet anvendt på data fra Nordsøen, Kattegat og Skagerrak, og i Østersøen (ICES 2011). I Nordsøen og i Kattegat/Skagerrak er indikatoren faldet til omkring 0.15 i de senere år, med svage tegn på en forbedring i de allerseneste år (Greenstreet *et al.* 2012, Fung *et al.* 2012). I den vestlige Østersø, hvor indikatoren først starter 1992, ses der kun et svagere fald (ICES 2011a). I alle områderne ser det ud til, at LFI indikatoren kun ændrer sig med en betydelig forsinkelse, når fiskeriindsatsen ændres, og det kan derfor forventes, at der vil gå nogen tid, før indikatoren reagerer på den nedgang i fiskeridødeligheden, der gennemgående er sket i de senere år.

Generelt set vil store, langsomt voksende arter med et lavt reproduktionspotentiale og en høj alder ved kønsmodning være mest følsomme overfor øget dødelighed, f.eks. fra fiskeri. I denne gruppe finder man hajer og rokker, hvor især de største arter har været i tilbagegang. Den største rokkeart i vores farvande, skaden (*Dipturus batis*), som på det sidste har vist sig at kunne opdeles i flere arter/underarter, og som kan opnå en maksimalstørrelse på 2,85 m, var tidligere målart for et selvstændigt fiskeri i Nordsøen, men ses i dag meget sjældent i fangsten og kun i den nordlige Nordsø. Pighajen (*Squalus acanthias*) var også udsat for et målrettet

fiskeri i Nordsøen, men er ligeledes gået stærkt tilbage. Havengel (*Squatina squatina*) var tidligere almindelig, men træffes nu meget sjældent, mens småpletet rødhaj (*Scyliorhinus canicula*) og stjernehaj (*Mustelus sp.*) samt en række af de mindre rokkearter er i svag fremgang (ICES 2012). Ifølge EU Rådsforordning 57/2011 er det forbudt at fange og lande skade og havengel, og der er fastsat en nulkvote for pighaj.

Fiskeriet kan også ændre fiskebestandenes genetiske sammensætning. Fiskebestande rummer en genetisk diversitet, som man regner med gør dem bedre til at klare skiftende miljøforhold. Da ICES rådgiver om bæredygtig fangst på bestandsniveau, så vil fiskeriet i situationer hvor genetisk forskellige bestandskomponenter gyder i adskilte områder, kunne reducere en bestands genetiske diversitet ved at nedfiske enkelte bestandskomponenter, selv om den samlede fangst ikke overstiger kvoten. Fiskeri kan også ændre en bestands genetiske sammensætning gennem størrelsesselektiv fiskeridødelighed, og det kan for eksempel føre til tidligere kønsmodning.

Ofte er det dog vanskeligt at skelne effekten af genetiske ændringer fra de adfærdsbetingede justeringer af vækst og dødelighed, som fiskene selv kan bruge til at klare mindre miljøudsving (Laugen *et al.* 2013). En tidligere kønsmodning i fiskeripåvirkede bestande kan således skyldes øget fødeindtag, som følge af bestandsreduktion og mindre konkurrence fra artsfæller. Det kan også hidrøre fra det selektionstryk, der opstår, når fiskeriet øger sandsynligheden for, at fisk, der ikke hurtigt forplanter sig, vil dø før de kan give deres gener videre.

Man har en række eksempler, hvor det med rimelig stor sandsynlighed er godtgjort, at fiskeriet har spillet en væsentlig rolle for genetikken. Den genetiske påvirkning er dog kompleks og der er ingen tommelfingerregler, som kan bruges til med fuldkommen sikkerhed at skelne mellem naturlige og fiskeribetingede ændringer af fiskenes arveegenskaber. Man ved til gengæld, at de genetiske ændringer kan ske relativt hurtigt, og at de er meget vanskelige at genoprette. Det naturlige selektionstryk for en senere alder ved kønsmodning er meget svagere end det selektionstryk for tidlig kønsmodning, som fiskeriet kan forårsage, simpelthen fordi fiskeriet kan fjerne rigtig mange af fiskene inden de kønsmodnes.

Tidlig kønsmodning har konsekvenser for fiskenes vækst. Når energien i føden bruges til at lave æg og sæd vokser fiskene alt andet lige langsommere end de ellers ville have gjort, og det vil på sigt give faldende fangst. Ydermere kan fiskeriinduceret evolution føre til fisk med en adfærd, som bedre gør dem i stand til at undgå redskaberne. I Nordsøen har man observeret tidligere kønsmodning hos torsk (Law & Rowell 1993), kuller, (Wright 2005), og rødspætte (Grift *et al.* 2007) og en nedgang i den genetiske diversitet hos torsk (Hutchinson *et al.* 2003), mens man i Østersøen ikke har set nogen nedgang i genetisk diversitet hos torsk (Poulsen *et al.* 2006). ICES (2007) anbefalede, at man skulle reducere fiskeridødeligheden generelt, for derigennem at reducere den hastighed og det omfang, hvormed de genetiske ændringer foregår, og dernæst øge mindstemålet til over den størrelse, hvor fisken kønsmodnes, så selektionstrykket i retning af tidligere kønsmodning blev reduceret.

6.4 Bundflora og bundfauna

Det er vanskeligt at adskille effekterne af fiskeri på bundfauna og -flora på langt sigt fra effekter af f.eks. høj næringssalts-belastning og klimatiske variationer, samt fra de samlede, kumulative effekter. Stort set alle undersøgelser af fiskerieffekter på marine økosystemer er foretaget i områder, hvor fiskeri har fundet sted i >100 år, og især i de seneste 50 år med større og tungere udstyr (Løkkeborg 2005, Kaiser *et al.* 2006). Analyser af fiskeriets effekter Kaiser *et al.* (2006) er baseret på relativt få undersøgelser, og tager ikke højde for, at nogle af

studierne er foretaget i områder, hvor der tidligere har været fisket, og hvor de største forandringer af bundfaunaen måske er sket >20-50 år tidligere, som f.eks. i Nordsøen (Callaway *et al.* 2007, Kröncke 2011).

Flere undersøgelser af direkte effekter tyder ydermere på, at de største forandringer af havbundens struktur og bundfauna sker efter de første få gennemtrawlinger (ICES 2008a, 2009, Cook *et al.* 2013), og at ændringerne relativt vil aftage med et stigende fiskeritryk, indtil økosystemet når en 'tærskel' (eller 'tolerance-værdi') og den trofiske struktur (eller fødekæden) pludseligt ændres på flere niveauer, og der sker et ikke-lineært skift (Collie *et al.* 2004) til en anden fødekædestruktur (eller regime). Man har påvist, at der er sket sådanne regimeskift i slutningen af 1980'erne og/eller i midten af 1990'erne i Nordsøen (Kenny *et al.* 2009), ligesom i Kattegat (ICES 2008b), Limfjorden (Tomczak *et al.* 2013) og Øresund (ICES 2010), men hvorvidt disse skift er fiskeribetingede og/eller skyldes andre årsager, vides ikke.

6.4.1. Bundflora

Som omtalt i foregående afsnit er der en række direkte effekter af fiskeri på bundfloraen. De indirekte effekter for ålegræs omfatter på længere sigt permanente forandringer af bundens struktur og effekter associeret til resuspension herunder reduceret lysgennemtrængning samt frigivelse af næringssalte og iltforbrugende materiale. Permanente skader i relation til ålegræs kan potentielt forekomme ved gentagen skrabning, der kan ændre sedimentets kornstørrelsesfordeling (Mercaldo-Allen & Goldberg 2011). Dette er ensbetydende med, at lette (mudder-) partikler kommer til at dominere i de øverste lag og dermed reducerer forankringsevnen for frøspirende planter, samt øger risikoen for forøget naturlig resuspension ved kraftige vinde (Robinson *et al.* 2005). Gendannelsestiden for ålegræs er mellem 5 og 20 år, afhængig af om gendannelsen sker ved rodskydning lokalt (hurtig gendannelse) eller ved frøspredning og -spiring (på dybere vand og over større afstande) (Olesen *et al.* 2009, Pedersen *et al.* 1999).

Makroalgernes udbredelse og vækst er bl.a. afhængig af mængden af lys, der når bunden. Dermed er sigtddybde en vigtig parameter for udviklingen af makroalgensamfund. Trawling og muslingeskrab medfører resuspension, og kan dermed lokalt reducere lysgennemtrængningen og reducere makroalgernes vækstbetingelser. Problemet er sandsynligvis ikke stort, idet det suspenderede materiale forholdsvis hurtigt bundfældes igen (Riemann & Hoffmann 1991). Der er dog en potentiel risiko for, at det resuspenderede materiale kan sedimentere på makroalgerne, hvilket kan have negative effekter på bl.a. sukkertang (Lyngby & Mortensen 1996). Gendannelsestiden for makroalger er ligeledes mellem 5 og 20 år, forudsat at de områder på bunden, hvor tangen skal sætte sig fast, ikke er forandret eller koloniseret af andre fastsiddende organismer, som f.eks. rurer eller søanemoner (Majland 2005, Möhlenberg *et al.* 2008).

6.4.2. Bundfauna

I Nordsøen har man påvist, at en række langsomt voksende og 'kropsstrukturmæssigt skrøbelige' bundfaunaarter er gået tilbage eller helt er forsvundet i perioden 1900-1980, mens ændringerne for disse arters vedkommende i den efterfølgende periode har været mindre (Callaway *et al.* 2007). I Kattegat har man dokumenteret en 50 % tilbagegang i biodiversiteten af bundfaunaen over de seneste 15 år (Hansen 2012). Det vides ikke i hvilket omfang langtidsændringerne i Kattegat er forårsaget af fiskeri og/eller af andre menneskeskabte påvirkninger.

Undersøgelser fra Nordsøen og det Irske hav, hvor man har sammenlignet bunddyrssamfund ved forskellige fiskeriintensiteter, har vist, at biomassen og diversiteten af de dyr, der lever på bundens overflade, reduceres signifikant af fiskeri (Hiddink *et al.* 2006, Tillin *et al.* 2006, Cook *et al.* 2013), mens det har været sværere at

demonstrere lignende ændringer for de dyr, der lever nedgravet. Det har f.eks. været undersøgt, om fiskeriet skulle føre til en højere produktion af små bunddyr til gavn for fiskene, og erhvervsfiskerne har sammenlignet effekten af at bundtrawle med at pløje en mark, men undersøgelserne har ikke ført til en entydig konklusion (Rijnsdorp & Vingerhoed 2001, van Keeken *et al.* 2007, Hiddink *et al.* 2008). Hinz *et al.* (2009) fandt dog, at bundtrawlsfiskeri havde en negativ effekt på bunddyr både i og ovenpå bunden, muligvis fordi bundens fysiske karakteristika også ændredes af sådanne fiskerier.

Vedvarende bundtrawling efter jomfruhummer på mudderbund i det Irske Hav har vist sig både at have en signifikant negativ effekt på biomasse, antal og artsdiversitet for de dyr, der lever nedgravet i bunden (hhv. -77 %, -72 % og -40 %) og for antallet af individer og artsdiversiteten for dyrene ovenpå bunden (-81 % og -14 %) (Hinz *et al.* 2009). Store individer af almindelig søstjerne (*Asterias rubens*) udgjorde den største biomasse blandt de dyr, der levede ovenpå bunden i de områder, hvor der var de højeste fiskeriintensiteter, hvilket stemmer overens med artens robusthed overfor trawling og med dens ådselædende egenskaber (Hinz *et al.* 2009).

En undersøgelse fra Nordsøen af effekter af vedvarende bundtrawling viste, at områder, der kun trawledes lidt, var domineret (i antal) af filtrerende, fastsiddende (sessile) større arter, hvorimod intens trawlede områder var domineret (i biomasse) af mobile og nedgravede arter, og især af ådselædere. Reiss *et al.* (2009) fandt endvidere, at der selv i et meget fiskeripåvirket område i den sydlige Nordsø, var en forskel på størrelsessammensætningen og biomassen af de dyr, der levede nedgravet i bunden i intensivt og mindre intensivt befiskede områder. De områder, hvor fiskeriintensiteten var højest, var også de områder, hvor biomassen og individernes gennemsnitsstørrelse var mindst. Tilsvarende har andre undersøgelser vist, at områder tæt på vrak i praksis fungerer som 'trawlfri' områder, med høj biodiversitet og overlevelse af selv sårbare arter (Ball *et al.* 2000). Resultaterne indikerer dermed, at bundtrawlingeffekterne er kumulative og kan medføre væsentlige (og permanente) forandringer i økosystemets fødekæder (Hinz *et al.* 2009).

Det er vanskeligt at dokumentere vedvarende effekter af trawling over store områder (Hinz *et al.* 2009). Genoprettelsestiden for bundfaunaen afhænger af fiskeritrykket i både tid og rum, samt af økosystemet i det konkrete geografiske område, og varierer fra en måned og op til >10 år (Collie *et al.* 2000, Kaiser *et al.* 2006, Hiddink *et al.* 2006, Tillin *et al.* 2006, Hinz *et al.* 2009).

Ved trawling af mindre områder, dvs. få km², kan genoprettelsen ske ved immigration af mobile, voksne individer fra tilstødende, ikke fiskede områder, mens regenerering i store, påvirkede områder samt af immobil fauna vil ske ved rekruttering af larver og juvenile stadier og/eller populationsvækst (Hinz *et al.* 2009). Rekruttering af organismer med ringe mobilitet i alle livsstadier vil tage væsentligt længere tid. Vedvarende trawling reducerer desuden individstørrelsen af målarterne, f.eks. jomfruhummer, og de andre større bunddyrsarter, som findes i samme område som fiskeriet (Reiss *et al.* 2009, Kröncke 2011).

En undersøgelse af fiskerieffekter på de dyr, der lever ovenpå bunden i det Irske Hav viste, at fiskeriintensiteten var den vigtigste bestemmende faktor for reduktionen af individernes maksimale størrelse (størrelsesreduktion på mellem 0-66 %, gennemsnitligt 15 %) (Lambert *et al.* 2011).

Fiskeriintensiteten af de svenske fiskerier efter jomfruhummer, torsk og øvrige bundlevende fisk er undersøgt i Kattegat (undersøgt areal: 21.000 km²) for perioden 2001-2003. Nilsson & Ziegler (2007) fandt, at mere end 44 % af området var befisket. Endvidere viste undersøgelsen, at 55 % af hårbunden og 41 % af mudderbunden

blev trawlet mere end to gange årligt. Undersøgelsen inkluderede ikke det danske fiskeri, og påvirkningen af bundens organismer blev ikke undersøgt.

Den største fiskeriindsats i danske farvande (baseret på flest indsatsdage) er bundtrawling på sandblandet mudderbund og ren mudderbund (26.190 indsatsdage), dels efter jomfruhummer og dels efter blandet jomfruhummer og konsumfisk (oftest torsk). Dette fiskeri bidrager med den næsthøjeste landingsværdi (619 mio. kr. i 2012) i det danske fiskeri. Fiskeri efter jomfruhummer med bundtrawl påvirker både målarten og bundfaunaen på mudderbund på >20 meters dybde. Intens trawling af jomfruhummer og torsk på mudderbund ændrer jomfruhummernes bestandsstrukturer og rekrutteringsgrundlag (Howson & Davies 1991 i Hughes 1998).

Der er ikke enighed om, hvorvidt andre større gravende dyr (f.eks. det lille, jomfruhummeligende krebsdyr *Callianassa* sp.) er upåvirkede (Atkinson 1989 i Hughes 1998) eller påvirkes negativt af jomfruhummertrawling (Howson & Davies 1991 i Hughes 1998). Uenigheden kan skyldes forskellige undersøgelsesmetoder, såvel som en langvarig men 'ukendt' grad af fiskeriforstyrrelse forud for undersøgelserne i de pågældende områder (Hinz *et al.* 2009).

En del arter forankrer sig i havbunden, men rager op i vandet, såkaldt emergente arter. Umiddelbart ville man tro, at disse arter ville reagere kraftigt på fiskeri med slæbende redskaber. Til mudderbundens emergente arter hører f.eks. små rørbyggende tanglopper (*Haploops*), samt store søanemoner og søfjer, der alle ofte forekommer i tætte grupper, som pletter spredt over et større område. *Haploops*-tanglopperne var tidligere udbredt i et større mudderbundsområde i det sydlige Kattegat og nordlige Øresund (Petersen 1913), men bestandens udbredelsesområde er skrumpet i de senere år (Göransson *et al.* 2010). Fiskeriets effekt på mudderbundens *Haploops*-tanglopper, søanemoner (f.eks. *Pachycerianthus multiplicatus*, Tyk cylinderrose) og søfjer i danske farvande (f.eks. *Pennatula phosphorea* (Rød søfjer) og *Virgularia mirabilis* (Søstrå) er imidlertid dårligt kendt. Én af arterne, *Virgularia mirabilis*, kan trække sig ned i sedimentet ved forstyrrelse (Ambroso *et al.* 2013), og kan derfor potentielt være mindre sårbare overfor trawling. Desværre er kendskabet til søfjers og søanemoners artsudbredelse, populationsstruktur og -dynamik i danske farvande meget ringe (Dinesen *et al.* 2012).

I Naturstyrelsens miljømålsrapport (Naturstyrelsen 2012b) anvendes hestemuslinger (*Modiolus modiolus*), rørboende tanglopper og søfjer blandt andet som indikatorer for god miljøstatus (GES). Hestemuslingerev og -ansamlinger er karakteriseret ved en høj artsdiversitet og produktion af f.eks. større krebsdyr og pighude, som er vigtige fødeemner for både unge og voksne fisk, bl.a. torsk (Blegvad 1916, Strain *et al.* 2012). Hestemuslingebestande har en meget langsom regenerationstid (>8-25 år), blandt andet pga. uregelmæssig rekruttering og langsom vækst (Wiborg 1946, Brown 1989, Magorrian & Service 1998, Strain *et al.* 2012, Dinesen & Morton 2014). Hestemuslingerev og -ansamlinger findes på forskellige bundtyper i Nordsøen, men arten er blevet betydelig sjældnere over de sidste 100 år (Callaway *et al.* 2007). Det er uvist om tilbagegangen skyldes direkte eller indirekte effekter af fiskeri med bundslæbende redskaber, andre faktorer som næringsstofberigelse og klimatiske forandringer eller en kombination heraf (Dinesen & Morton 2014).

På dybere vand (>15 m) hvor der pågår fiskeri efter eksempelvis jomfruhummer og/eller torsk i områder med hestemuslingebanker (f.eks. i Ålbæk Bugten), kan der være risiko for at bestandene decimeres eller helt forsvinder som følge af enten direkte trawling (høj direkte dødelighed, jf. Tabel 5.3.4), eller øget sedimentation af fint partikulært materiale, der hvirvles op af trawlfiskeriet opstrøms for bankerne.

Den samlede produktion af bundfauna i et befisket område reduceres væsentligt som følge af direkte dødelighed og som følge af udsmid. Generelt set forsvinder langsomt voksende (og rekrutterende) og fysisk skrøbelige arter, som f.eks. større koraldyr, tyndskallede muslinger og krebsdyr, samt søpindsvin, fra fødekæden. Ådselædere (f.eks. konksnegle, rejer, krabber, eremitkrebs og søstjerner) foruden fugle og fisk (bl.a. ising og hvilling), dvs. hurtigt voksende (og rekrutterende med mobile livsstadier) arter, kommer til at dominere (Lambert *et al.* 2011). Herved risikerer man at miste arter/grupper af organismer, som bidrager til vigtige økosystemfunktioner, f.eks. som føde for fisk, filtrering af primærproduktion, eller gravende organismer, som ilter bunden. Afhængig af hyppighed og omfang kan den øgede ådselproduktion fremme overlevelsen af ådselæderne og deres afkom, og dermed yderligere påvirke økosystemets fødekæder (Tillin *et al.* 2006).

6.5 Havfugle

Det er vanskeligt at udtale sig om mulige sammenhænge mellem fiskeri og langtidsændringer i bestandene af havfugle i danske farvande, da man ikke har systematiske optællinger af antallet af fugle, der går langt nok tilbage i tiden til at tendenser kan identificeres. Der findes heller ikke opgørelser af den samlede bifangst af havfugle i danske fiskerier og dermed heller ikke nogen tidsserier.

For Nordsøen findes der dog oplysninger om langtidsændringer for en række havfugle, baseret primært på optællinger fra de britiske øer fra begyndelsen af 1960'erne til 2005. Det generelle billede er, at alkefuglene (alk, lomvie og søpapegøje) samt sule har været i fremgang, mens mågerne (svartbag, sølvmåge og ride) samt mallek har været i fremgang til omkring midten af 1980'erne, men derefter er gået tilbage (ICES 2011b). Disse generelle tendenser kan dog dække over mere lokale tendenser for de enkelte fuglekolonier. Det er interessant, at alkefuglene, som typisk jager deres føde under vandet, har samme udviklingstendenser, mens måger og mallek, der typisk tager deres føde på havoverfladen, og derfor delvis lever af udsmid, alle viser en anden tendens. I hvor høj grad disse tendenser skyldes påvirkninger fra fiskeriet vides dog ikke.

Et kommende forbud mod udsmid vil have væsentlige, negative effekter for de havfugle, der lever af udsmid. Som omtalt i afsnit 5.5. har Garthe *et al.* (1996) beregnet, at mængden af udsmid og fiskeaffald i Nordsøen i midten af 1990'erne udgjorde fødegrundlaget for 5,9 millioner havfugle, primært måger, kjover, suler og mallek. Man kan forvente, at et forbud mod udsmid vil medføre nedgange i de arter, der er afhængige af udsmid, som det er påvist i Canada (Regular *et al.* 2013). Et reduceret udsmid kan også føre til ændringer i adfærd, som det er vist for storkjove (Votier *et al.* 2004).

Tobisen er et eksempel på en fisk, som både er en vigtig kommerciel art og en art, som spiller en central rolle som byttedyr for en lang række fisk, havpattedyr og fugle i Nordsøen. Der er derfor grund til at udvise forsigtighed, da en overudnyttelse af tobiserne kan have konsekvenser for arterne længere oppe i fødekæden.

I 2000 indførte man eksempelvis et forbud mod fiskeri efter tobis ved Wee Bankie i Skotland, efter at man observerede en nedgang i især riders ynglesucces ved Firth of Forth (ICES 2013). En høj rekruttering af tobis til området i 1999 og 2000, kombineret med et meget beskedent fiskeri i 1999 resulterede i en betydelig vækst i tobisbestanden ved Wee Bankie i 2000. Siden 2001 er tobisbestanden i området dog faldet støt til niveauer svarende til perioden med aktivt tobisfiskeri. En lukning af fiskeriet har i dette konkrete tilfælde således ikke vist sig at være tilstrækkeligt til at sikre den forventede ynglesucces for riderne. For at sikre stabile, store tobisbestande skal der være en høj rekruttering af unge fisk til Wee Bankie, og dette er bl.a. styret af naturlige processer, som ligger uden for fiskeriforvaltningens indflydelse (Greenstreet *et al.* 2010).

Skarver i Danmark udgør et særligt kapitel i relation til fisk og fiskeri, idet den efter mange fiskeres mening udgør en trussel mod bestandene af en række fiskearter på lavt vand – bl.a. ål, ålekvabbe, kutlinger samt yngel af rødspætte og ising. Efter en periode med en meget stor bestand på ca. 40.000 ynglepar er bestanden i de senere år faldet til ca. 28.000 par. Nedgangen skyldes forskellige tiltag for at reducere skarvbestanden i Danmark, herunder oliering af æggene på reden, således at de ikke klækker, samt bortskydning, men muligvis også mangel på føde (Bregnballe 2009, Bregnballe *et al.* 2013).

Ud over de ynglende fugle, er der et stigende antal skarv, fra især Sverige og Finland, der opholder sig i Danmark i perioder udenfor ynglesæsonen. Et konservativt estimat siger, at skarverne årligt æder 9.000 tons fisk, som de fortrinsvis jager i fjorde og langs kysterne. Skarverne er forbavsende opportunistiske i deres fødevalg og spiser alle arter i størrelser fra få gram til 1,5 kg. Dog ser det ud til, at det er sværere for skarver at fange pelagiske end demersale arter.

Undersøgelser fra Kattegat og Ringkøbing Fjord tyder på, at skarvens indtag af arter som ålekvabbe, ål og skrubbe kan være så stor, at rekrutteringen til disse bestande kraftigt formindskes, og skarven kan således med sin kraftige prædation af juvenile kystfisk måske være en begrænsende faktor for størrelsen af de kystnære fiskebestande.

6.6 Havpattedyr

6.6.1. Sæler

Der findes to arter af sæler i danske farvande: Spættet sæl, som er mest talrig, og den større gråsæl, som er blevet mere almindelig gennem de senere år. De kan forekomme overalt i danske farvande, men er mest talrige omkring de lokaliteter, hvor de går på land. Det drejer sig om lokaliteter som Christiansø, Rødsand, Saltholm, Hesselø, Anholt og en række lokaliteter i Limfjorden, samt i Vadehavet. Spættet sæl i Danmark forvaltes i fire områder: Vadehavet, Limfjorden, Kattegat og den vestlige Østersø.

Den samlede bestand af spættet sæl i Danmark har udviklet sig fra ca. 2.000 dyr i 1976 til ca. 16.000 dyr i 2012. Bestandsfremgangen tilskrives jagtfredningen af arten i 1977 samt oprettelsen af en række sælreservater med adgangsforbud. I 1988 og 2002 blev de spættede sæler ramt af to store epidemier af sælvirus (PDV) der slog 20-50 % ihjel med betydelige forskelle mellem lokaliteter. Efter 1988 og indtil 2002 steg bestandene i gennemsnit med 11 % hvert år. Efter 2002 har den gennemsnitlige årlige stigning været 8 %. I Limfjorden har der været store udsving i bestanden, og der er ikke sket en vækst over de seneste 10 år. I de andre områder er der stadig betydelige vækstrater.

Efter at have været udryddet i Danmark i ca. 100 år er gråsælen genindvandret og forekommer nu regelmæssigt på lokaliteter i Kattegat, Østersøen og Vadehavet. Gråsælen har vist fremgang i de seneste 10 år med op til 67 gråsæler på Rødsand, ca. 400 ved Christiansø i 2013, og op til 76 i Kattegat. I Vadehavet i Holland og Tyskland er antallet af gråsæler voldsomt stigende, og i den danske del blev der set 28 gråsæler i juni 2008. Bestanden af gråsæler i Østersøen er også i kraftig vækst. Den er vokset fra ca. 2.000 individer omkring 1980 til ca. 28.000 i 2013 (Härkonen *et al.* 2013).

Det vides ikke om sælerne i danske farvande er fødebegrænsede, eller om det er andre faktorer, som f.eks. egnede landgangs- og ynglepladser, der begrænser bestandenes størrelse. Det vides derfor ikke, om det

kommercielle fiskeri indvirker på sælbestandenes størrelse, men de høje vækstrater i Vadehavet, Kattegat og Østersøen tyder ikke på, at fiskeriet har nogen stor indflydelse.

Konflikter mellem sæler og fiskeri er ikke nye. Indtil 1927 blev der udbetalt skydepræmier for sæler, der blev anset som konkurrenter til kystfiskeriet. Da ordningen ophørte, havde staten udbetalt skydepræmier for mere end 37.000 sæler. Bekæmpelsen resulterede i, at gråsælen blev udryddet i danske farvande og antallet af spættede sæler blev reduceret til under 2.000 dyr.

Direkte konflikter mellem sæler og fiskeri har to sider: den ene side er sælernes skader på fiskeredskaber og fangster, den anden side er bifangst af sæler i fiskeredskaber. Det samlede omfang af sælskader på fangster og redskaber i Danmark er ikke kendt. Danmarks Fiskeriforening har dog i 1999 vurderet omfanget af sælskader i forbindelse med fiskeri med ruser og bundgarn, og dokumenteret skader, der formentlig udgør flere millioner kroner om året i tabte indtægter og øgede omkostninger. I løbet af 2013 og 2014 har der desuden i FiskeriTidende været en lang række beretninger fra fiskere, der fortæller at sælernes indhug i fangsterne gør det vanskeligt at ernære sig ved fiskeri med passive redskaber. Det er vigtigt at være opmærksom på, at der udover direkte, observerede skader på redskaber og fisk, kan være tale om, at sælerne dels skræmmer fisk bort fra redskaberne og dels fjerner hele fisk uden at efterlade spor. Undersøgelser udført i svensk garnfiskeri efter torsk i 2005-2006 viste, at der for hver skadet fisk, der sad tilbage i garnet, var fjernet 3-4 hele fisk (Königson *et al.* 2009). DTU Aqua gennemfører i 2014-15 en undersøgelse af omfanget af sælskader i danske fiskerier, og vil desuden arbejde med udvikling af redskaber, der bedre kan sikres mod sælernes angreb end nedgarn og kroge. Bifangster forekommer i Danmark først og fremmest i ruser, men sker også i mindre omfang i garnfiskeriet. Det samlede omfang af bifangster er ikke kendt, men vurderes til at være meget lavt sammenlignet med bestandenes størrelse.

6.6.2. Marsvin

Der findes formentlig tre bestande af marsvin i danske farvande: én i den egentlige Østersø (ICES områderne 24-29), én i den vestlige Østersø, Bælthavet og Kattegat (ICES områderne IIIas, 22 og 23) og én i Skagerrak og Nordsøen (ICES områderne IIIan og IVb-c).

Bestanden i Østersøen er på et meget lavt niveau og tæller måske kun nogle få hundrede dyr. Denne bestand har historisk været meget større, men forskellige faktorer såsom hårde isvintre i 1920'erne, store bifangster i drivgarnsfiskeriet efter laks i 1960'erne og 1970'erne, samt formentlig nedsat reproduktion på grund af forurening, har reduceret bestanden til et så lavt niveau, at selv ganske få bifangster kan medføre en yderligere nedgang. Helt nye oplysninger fra Life+-projektet SAMBAH tyder dog på at marsvinet er mere udbredt i Østersøen end hidtil antaget (www.sambah.org).

Bestanden i den vestlige Østersø, Bælthavet og Kattegat er blevet optalt som en del af SCANS-tællingerne i 1994 og 2005. Begge SCANS-tællinger omfattede dog også den østlige del af Skagerrak og svarer altså ikke nøjagtigt til bestandens formodede udbredelsesområde. Efter tællingen i 1994 blev området beregnet til at indeholde ca. 36.046 dyr (CV: 0,34; Hammond *et al.* 2002) og efter tællingen i 2005 blev det beregnet til at omfatte 19.129 dyr (CV: 0,36; Hammond *et al.* 2013). De to estimater er, på grund af de store usikkerheder, statistisk set ikke forskellige, men ikke desto mindre er de blevet brugt som argument for at denne bestand skulle være i kraftig tilbagegang, og at det var bifangst i garnfiskerierne, der var årsagen til tilbagegangen. Der er imidlertid ikke noget der tyder på, at der skulle være en bifangst fra bestanden på over 1500 dyr om året i denne

periode. I 2012 blev der gennemført en ny tælling, og resultatet herfra er 40.475 dyr (CV: 0,235; 95 % konfidensinterval: 25.614-65.041; Viquerat *et al.* 2014) selvom surveyområdet var mindre end i både 1994 og 2005. Set over hele perioden fra 1994 til 2012 er der altså ikke konstateret en nedgang, men mulighederne for at konstatere en nedgang på f.eks. nogle tusinde dyr om året er imidlertid meget små på grund af de store usikkerheder ved tællingerne. Omfanget af bifangst fra denne bestand kendes ikke, men bliver undersøgt af DTU Aqua ved hjælp af kameramonitering i 2012-2014. Fiskeriets andre mulige påvirkninger af denne bestand er ikke kendt.

Bestanden i vestlige Skagerrak og Nordsøen blev også optalt som en del af SCANS-tællingerne. Efter tællingen i 1994 blev bestanden beregnet til ca. 169.900 (95 % konfidensinterval: 124.100-232.500 dyr; Hammond *et al.* 1995) og efter tællingen i 2005 blev den beregnet til 152.200 dyr (konfidensinterval ikke præsenteret; Hammond *et al.* 2013). De to estimater er statistisk set ikke forskellige og der er derfor ikke noget grundlag for at sige, at bestandens størrelse har ændret sig i denne periode. Der er derimod sket nogle omfattende ændringer i marsvinenes fordeling mellem de to tællinger, således at der er blevet færre marsvin i den nordlige Nordsø og flere marsvin i den sydlige Nordsø og i den Engelske Kanal. Modelberegninger har vist, at en marsvinebestand højst kan tåle en bifangst på 1,7 % om året uden at reduceres (IWC 2000), og i en årrække i 1990'erne var alene den danske bifangst af marsvin beregnet til at være næsten dobbelt så stor. Mulighederne for at konstatere en nedgang i den størrelsesorden er imidlertid meget små på grund af de store usikkerheder ved tællingerne. Fiskeriets andre mulige påvirkninger af denne bestand er ikke kendt.

7 Sammenfatning og konklusion

Dansk fiskeri er underlagt EU's fælles fiskeripolitik og skal grundlæggende foregå under hensyntagen til en lang række internationale miljøaftaler, direktiver og konventioner. Bæredygtighed og miljøsånsomhed indgår for eksempel som vigtige elementer i EU's forslag til en revision af den fælles fiskeripolitik, forvaltning af fiskeri i Natura 2000-områder, ved miljøcertificering af fiske- og skaldyrprodukter og i relation til EU's Havstrategidirektiv, som blandt andet indeholder en overordnet beskrivelse af hvad der skal forstås ved god miljøtilstand i relation til biodiversitet, biologisk bæredygtig udnyttelse, havets fødenet og havbundens dyre- og planteliv.

Dansk fiskeri kan deles op i et erhvervsfiskeri, som i 2012 landede lidt over en halv million tons fisk og skaldyr til en værdi af 2,9 milliarder kr., og et rekreativt fiskeri, som der blev udstedt omkring en kvart million licenser til i 2010, men hvis fangster er ubetydelige i sammenligning med erhvervsfiskeriets. Det pelagiske erhvervsfiskeri efter sild, brisling og makrel stod for halvdelen af landingerne i 2012, mens tobisfiskeriet, som i andre år har været vigtigt, var stærkt begrænset af lave tobisforekomster og restriktive kvoter. I det resterende fiskeri er det bundtrawlfiskeriet efter jomfruhummer og blandet konsum, garnfiskeriet efter torsk, rødspætte og tunge, samt bundtrawlfiskeriet efter torsk, som er de vigtigste. Blandt de mindre fartøjer, som kun stod for 1 % af landingerne, var det især nedgarnsfiskeriet efter rødspætter og torsk og bundgarnsfiskeriet efter torsk, sild og ål, der var vigtige.

Fiskeriets påvirkning af de vigtigste kommercielt udnyttede fiskebestande bliver årligt vurderet af det Internationale Havundersøgelsesråd (ICES), og vurderingerne viser, at fiskeridødeligheden, den andel af gennemsnitsbestanden der årligt fjernes, generelt set er faldet over de sidste ti år. Fiskeridødeligheden for de kommercielt set mindre betydningsfulde mål- og bifangstarter af fisk og skaldyr kendes dog ikke, og det kan ikke udelukkes, at den for nogle arter er betydelig. I mange fiskerier bliver en væsentlig del af fangsten smidt over bord igen, enten fordi den har for ringe kommerciel værdi, eller fordi den ikke kan landes lovligt, for eksempel fordi kvoten er brugt eller fisken er under mindstemålet. Denne del af fangsten kaldes discard, eller på dansk udsmid. I 2010 var udsmidet på ca. 17.000 ton fisk og skaldyr i de 60 % af det samlede fiskeri efter bundfisk som DTU Aquas medarbejdere monitorerede til søs. Det svarer samlet til 24 % af fangsten i dette fiskeri, men procenten varierer meget fra fiskeri til fiskeri. Udsmidet er især højt i fiskeriet efter jomfruhummer og blandet konsum i Kattegat, hvor 65 % af fangsten smides tilbage i havet. Udsmidsprocenten afhænger af redskabstypen og af det befiskede områdes artssammensætning. Den er generelt lavest i stormaskede redskaber. En stor del af de udsmidte organismer er døde eller døende og udnyttes af måger og andre havfugle, for hvem udsmidet udgør en væsentlig del af føden. Det, der synker ned gennem vandsøjlen, spises af fisk og af ådselædere på bunden. EU har fornylig vedtaget et generelt forbud mod udsmid, som skal implementeres i de kommende år, så udsmidet forventes fremover at falde, hvilket kan få konsekvenser for nogle af de havfugle som lever af udsmid.

Under fiskeriet vil bundtrawl og andre redskaber, der slæbes hen over bunden, hvirvle bundmateriale op og det kan på længere sigt ændre bundens beskaffenhed. Generelt set vil fiskeri med muslingeskraber påvirke bunden kraftigst, efterfulgt af bomtrawlfiskeri efter rødspætter, mens påvirkningen er mindre fra bomtrawlfiskeri efter hesterejer og fra de øvrige bundtrawls- og vodfiskerier, hvor bundkontakten er knap så tæt. Påvirkningen fører til at bunden med tiden bliver mere jævn, blødere og at sten enten fjernes eller begravnes. Nedgarn og andre passive

redskaber påvirker relativt set kun i ringe grad bunden, og pelagiske redskaber som for eksempel not eller pelagiske trawl har normalt ingen kontakt med bunden.

Mange undersøgelser har vist, at slæbende redskaber med bundkontakt kan beskadige eller dræbe havbundens dyr og planter. På lavt vand er ålegræs udsat for at blive fjernet af muslingeskrabere, og fiskeriet i Natura 2000-områder foregår blandt andet af den grund efter en årlig konsekvensvurdering, så man undgår fiskeri i områder med ålegræs. Generelt set er effekten af muslingeskrabere på bundfaunaen størst, hvor rev- eller bankedannende organismer påvirkes, og fiskeri med muslingeskrabere påvirker ikke kun blåmuslingerne, men også de andre arter, der lever på og i blåmuslingebanker. Rev af hestemuslinger, som Naturstyrelsen har foreslået at bruge som miljøindikator i forbindelse med implementeringen af Havstrategidirektivet, kan decimeres eller helt fjernes i områder med intensivt muslinge- eller bundtrawlfiskeri. I sporet efter rødspættebomtrawl er der en høj bundfaunadødelighed, mens dødeligheden generelt er lavere efter passage af andre typer bundtrawl. I begge tilfælde er dødeligheden generelt set størst for arter, som lever oven på bunden, og mindre for nedgravede arter, men der er forskelle i overlevelse mellem forskellige faunagrupper og på forskellige bundtyper. Med hensyn til brændstofforbrug er det generelt slæbende redskaber med tæt bundkontakt, der har det højeste forbrug i forhold til landingsværdien, og blandt dem rangerer jomfruhummerfiskeriet og fiskeriet efter dybvandsrejer højest blandt de danske fiskerier.

Utilsigtet bifangst af havfugle kan ske i en lang række fiskerier, men hyppigst i forbindelse med nedgarn, langliner og ruser. Bifangst af havfugle synes ikke at have et væsentligt omfang i danske fiskerier, selvom oplysningerne er sparsomme. Utilsigtet bifangst af marsvin forekommer især i stormaskede nedgarn og blev beregnet til årligt at udgøre 5.591 dyr i Nordsøen i perioden 1987-2001, men bifangsten er sandsynligvis faldet sidenhen i takt med den faldende indsats i garnfiskeriet. Der findes ikke tilsvarende tal for de indre danske farvande og for Østersøen. Bifangst af sæler kan primært forekomme i ruser. Omfanget kendes ikke, men bifangsten formodes at være lille.

Fiskeriet producerer desuden affald i form af mistede redskaber. Mistede garn kan fortsætte med at fange fisk, og norske og svenske undersøgelser har vist, at der i visse områder kan være betydelige mængder af mistede redskaber, men der eksisterer ingen undersøgelser af problemets omfang i danske fiskerier og farvande. Danske fiskere har etableret en affaldsordning, så det affald fiskerne får i nettet kan afleveres i havn.

På langt sigt kan fiskeriet medvirke til ændringer i havets økosystemer ved at ændre bestands- og størrelsessammensætningen og ved at favorisere individer og arter med arveegenskaber, som gør dem bedre egnede til at modstå fiskeriets påvirkning. Ændringerne sker imidlertid på en baggrund af betydelig naturlig variation og påvirkning fra andre menneskelige aktiviteter, f.eks. tilførsel af næringssalte, som gør det vanskeligt entydigt at isolere fiskeriets effekt.

Ikke desto mindre har sammenligninger af bunddyrsfaunaen ved fiskeri med bundslæbende redskaber ved forskellige intensiteter vist, at faunaens biomasse og størrelses- og artssammensætning ændres af vedvarende fiskeri. Generelt set mindskes den relative biomasse af filtrerende og langlivede arter på bundens overflade, mens den relative biomasseandel af små kortlivede arter, som lever nedgravet i bunden, øges. Man har kunnet konstatere en nedgang i bundfaunaens artsdiversitet i de indre danske farvande over de seneste 15 år, men årsagerne hertil er ukendte.

For fiskenes vedkommende bliver både bestands- og størrelsessammensætning påvirket af fiskeri, og andelen af store fisk i fangsten er over en længere årrække faldet kraftigt. Bortset fra de kommercielle arter, som sandsynligvis påvirkes mest, er det især store, langsomt voksende arter med sen kønsmodning og lille reproduktionspotentiale, der er følsomme over for ekstra fiskeribetinget dødelighed. Til denne gruppe hører mange hajer og rokker, og flere af de større arter, som tidligere var almindelige, er nu meget sjældne. Fiskeriet har samtidig vist sig at kunne ændre intensivt udnyttede fiskebestandes arveegenskaber i retning af tidlig kønsmodning, en ændring som det formodes vil være vanskeligt og tidskrævende at tilbageføre.

Tobis er vigtig for dansk industrifiskeri og tjener samtidig som bytte for mange af Nordsøens rovfisk, fugle og havpattedyr. Den er derfor en vigtig energitransportør i fødenettet og er især vigtig for fiskespisende havfugle, såsom rider, i ynglesæsonen. Af samme grund har tobisfiskeri tæt på fuglekolonierne i den nordvestlige Nordsø været lukket siden 2000, og tobisbestanden monitoreres løbende.

Sælbestandene i danske farvande har uanset fiskeriet og to større udbrud af sælvirus været i fremgang siden jagten på sælerne ophørte, mens marsvinebestandene i Nordsøen og de indre danske farvande er uændrede, selvom usikkerheden på bestandsestimaterne er så store, at mindre ændringer kan være vanskelige at påvise. Marsvinebestanden i Østersøen er på et meget lavt niveau, som sandsynligvis skyldes bifangster i drivgarnfiskeriet efter laks i 1960'erne og 1970'erne, et fiskeri som nu er forbudt, kombineret med en mulig reduktion af marsvinenes forplantningsevne på grund af forurening. Selv ganske få bifangster kan medføre en yderligere nedgang i marsvinebestanden i dette område.

Et fiskeris miljøpåvirkning kan bedst vurderes hvis man har specifikke undersøgelser fra relevante områder, kender fiskeredskabernes størrelse og udformning, og ved hvordan, hvor ofte og hvor de anvendes. Da dansk fiskeri indgår som en del af et større internationalt fiskeri, og der samtidig er en generel mangel på danske undersøgelser af specifikke fiskerier, bygger vores vurdering af fiskeriets kort- og langsigtede miljøpåvirkning i nogen grad på udenlandske undersøgelser. Man vil altid kunne diskutere, i hvor høj grad udenlandske resultater lader sig overføre til danske forhold, og af samme grund har vi ikke fundet det realistisk at kvantificere dansk fiskeris aktuelle påvirkning af havmiljøet i danske farvande ud fra disse undersøgelser. Når fiskeriernes påvirkning af havmiljøet ikke kan kvantificeres, og for visse fiskerier er ukendt, er det svært at vurdere de forskellige fiskerier i forhold til hinanden. Ikke desto mindre har vi forsøgt at vurdere redskabernes miljøskånsomhed kvalitativt med et system af stjerner, hvor ingen effekt er nul stjerner og stor effekt er fem stjerner, Tabel 7.1. Bemærk at tabellen vurderer redskabet, men ikke medtager den intensitet hvormed det anvendes, og at den ser på udsmidsprocenten i fiskeriet, men ikke på hvor stort fiskeriets samlede udsmid er. Tabellen medtager heller ikke de langsigtede fiskeribetingede ændringer i havets økosystemer, både fordi de afhænger af det samlede internationale fiskeris påvirkning, og fordi det, som tidligere beskrevet, ofte er vanskeligt at forbinde påvirkningen fra dansk fiskeri entydigt med ændringerne. Det betyder f.eks. at vi i vores oversigt hverken har medtaget det danske industrifiskeris indirekte effekt på havfugles fødegrundlag eller effekten af udsmid på havfugles fødeindtag. Fordi de langsigtede indirekte effekter ikke er medtaget, og fordi fiskeriets påvirkning af målarten heller ikke er inkluderet, og antallet af stjerner i flere tilfælde er udtryk for skøn baseret på viden fra lignende fiskerier i andre områder, skal Tabel 7.1 anvendes med omtanke.

Som det fremgår af tabellen, er det fiskeriet efter jomfruhummer og blandet konsum, samt bomtrawling efter rødspætter, der umiddelbart vurderes at være mindst miljøskånsomt, dels på grund af tæt bundkontakt og medfølgende påvirkning af bundfaunaen, dels fordi bifangsten og udsmidet af fisk og skaldyr er høj.

Bundtrawlfiskerierne efter dybvandsrejer og efter torsk og rødspætte samt fiskeriet med muslingeskraber efter blåmuslinger rangerer også højt, og det gør hesterejefiskeriet ligeledes. For de første to fiskeriers vedkommende pga. bundkontakt, bifangst og udsmid, for blåmuslingefiskeriets vedkommende pga. høj påvirkning af både bund, bundfauna og bundflora, og for hesterejefiskeriets vedkommende pga. bifangst og udsmid af juvenile fisk. Nedgarn kan have bifangster af marsvin og fugle, men det aktuelle omfang kendes desværre ikke. Det er derfor vanskeligt at vurdere nedgarnsfiskeriets miljøskånsomhed. Passive redskaber har generelt en bedre energieffektivitet end aktive redskaber målt som energiforbrug per landet værdi, og sammenlignet med de øvrige fiskerier har jomfruhummerfiskeriet og fiskeriet efter dybvandsrejer den laveste energieffektivitet.

Tabel 7.1. Oversigt over danske fiskeriers direkte miljøpåvirkning. Antallet af stjerner angiver omfanget af den skønnede påvirkning – ingen effekt er nul stjerne, og stor effekt er fem stjerner. En tankestreg angiver at der ingen oplysninger er til rådighed. Relativt energiforbrug angiver liter diesel i forhold til landingsværdien. Se forklaring til tabellen på side 69.

Redskaber	Primære måltartsgrupper	Typisk dybde (m)	Bundtype	Relativt energiforbrug	Umiddelbar fysisk bundpåvirkning	Umiddelbar påvirkning af bundfauna og -flora	Bifangst af fisk og skaldyr	Bifangst af havfugle	Bifangst af havpattedyr	Discard
Aktive										
Skraber	Blåmuslinger	< 20	hård/sand	***	*****	*****	***			***
Bomtrawl	Hesterejer	< 20	sand	****	**	**	***			****
	Rødspætter	> 20	sand	-	****	****	***			****
Bundtrawl	Jomfruhummer og blandet konsum	> 20	mudder/sand	*****	***	***	****			****
	Rejer	> 20	mudder	*****	***	***	***			**
	Sperling	> 20	mudder/sand	***	***	***	**			
	Torsk og rødspætte	> 20	blandet	****	***	***	**			**
	Tobis	> 20	sand	**	**	**	*			
	Sild og brisling	> 20	blandet	***	**	**	*			
Skotsk vod	Torsk og kuller	> 20	sand/hård	**	**	***	**			*
Snurrevod	Rødspætte og torsk	> 20	sand	**	**	**	**			*
Pelagisk trawl	Sild, brisling og makrel	> 20	blandet	**			-	-	-	-
Not	Makrel og sild	> 20	blandet	*			-	-	-	-
Passive										
Bundsatte garn	Torsk, rødspætte og tunge	> 10	blandet	**	*	*	**	**	***	*
Bundgarn	Ål, hornfisk og sild	< 10	blandet	-	*	*	**	*	*	-
Ruser	Ål	< 10	blandet	-	*	*	**	*	*	*
Tejner	Krabber	> 10	hård	-	*	*	*			
Bundsatte langliner	Torsk	> 20	hård	-	*	*	*			*
Drivende langliner	Laks	> 20	blandet	-				-		-
Hånd og stang liner	Makrel	> 10	blandet	-				-		-

8 Litteratur

- Al'Hamdani, Z.K., Reker, J., Leth, O., Reijonen, A., Kotilainen, A.T. & Dinesen, G.E. 2007. Development of marine landscape maps for the Baltic Sea and Kattegat using geophysical and hydrographical parameters. *Geological Survey of Denmark and Greenland Bulletin* 13:61-64.
- Almroth-Rosell, E., Tengberg, A., Andersson, S., Apler, A., & Hall, P. O. 2012. Effects of simulated natural and massive resuspension on benthic oxygen, nutrient and dissolved inorganic carbon fluxes in Loch Creran, Scotland. *Journal of Sea Research*, 72, 38-48.
- Ambroso, S., Dominguez-Carrió, C., Grinyó, J., López-González, P.J., Gili, J.-M., Purroy, A., Requena, S. & Madurell, T. 2013. In situ observation on withdrawal behavior of the sea pen *Virgularia mirabilis*. *Marine Biodiversity* 43:257-258.
- Andersen, J.H., Pommer, C.D., Hansen, J.W. & Dolmer, P. 2012. Foreløbig karakterisering af fysiske skader forårsaget af råstofindvinding og bundtrawling i de danske farvande. *Notat 2.2. til Naturstyrelsen, Miljøministeriet*. 29 pp.
- Andrews, J.W., Brand, A.R. & Maar, M. 2012. Limfjord oyster dredge fishery. Client: Vilsund Blue. *Version 5: Public Certification Report*. 152 pp.
- Ball, B.J., Fox, G. & Munday, B.W. 2000. Long- and short-term consequences of a *Nephrops* trawl fishery on the benthos and environment of the Irish Sea. *ICES Journal of Marine Science* 57:1315-1320.
- Barnette, M.C. 2001. A review of the fishing gear utilized within the Southeast Region and their potential impacts on essential fish habitat. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-449: 62 p.
- Bastardie, F., Nielsen, J.R., Andersen, B.S. & Eigaard, O.R. 2013. Integrating individual trip planning in energy efficiency – Building decision tree models for Danish fisheries. *Fisheries Research - In press*.
- Beamish, F.W.H. 1966. Muscular fatigue and mortality in haddock, *Melanogrammus aeglefinus*, caught by otter trawl. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 23:1507–1521.
- Berghahn, R. & Vorberg, R. 1993. [Effects of the shrimp fisheries in the Wadden Sea.] In: M. v. Lukowicz (ed.) *Influence of Fisheries upon Marine Ecosystems*. 57:103-126. [In German.]
- Berghahn, R., Waltemath, M. & Rijnsdorf, A.D. 1992. Mortality of fish from the by-catch of shrimp vessels in the North Sea. *Journal of Applied Ichthyology* 8:293–306.
- Blegvad, H. 1916. Om fiskenes føde i de danske farvande inden for Skagen. *Beretning til Landbrugsministeriet fra den Danske Biologiske Station* 24:17-72.
- Bohn, J. & Roth, E. 1997. Survey on angling in Denmark 1997 – Results and Comments. I: A.-L. Toivonen & P. Tuumaimem (eds) *Socio-Economics of Recreational Fishery*. Copenhagen: Nordic Council of Ministers, *Temanord 1997*, Vol. 604:79-88.
- Bradshaw, C., Tjensvoll, I., Sköld, M., Allan, I.J., Molvaer, J., Magnusson, J., Naes, K., Nilsson, H.C. 2012. Bottom trawling resuspends sediment and releases bioavailable contaminants in a polluted fjord. *Environmental Pollution* 170 (2012) 232-241.
- Bregnballe, T. & Frederiksen, M. 2006. Net-entrapment of great cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in relation to individual age and population size. *Wildlife Biology* 12:143-150.

- Bregnballe, T. 2009. *Skarven*. Danmarks Miljøundersøgelser, Århus Universitet. Forlaget Hovedland, 103 pp.
- Bregnballe, T., Hyldgaard, A.M. & Therkildsen, O.R. 2013. Danmarks ynglebestand af skarver i 2013. Teknisk rapport fra DCE – Nationalt center for Miljø og Energi, nr. 26, Aarhus Universitet.
- Bremner, J., Rogers, S.I. & Frid, C.L.J. 2006. Methods for describing ecological functioning of marine benthic assemblages using biological traits analysis (BTA). *Ecological Indicators* 6:609-622.
- Britton, J.C. & Morton, B. 1994. Marine carrion and scavengers. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 32:369-434.
- Brown, R.A. 1989. Bottom trawling in Strangford Lough: Problems and policies. I: Hallers-Tjabbes, C.C. ten. (ed). *Distress signals from the environment and decision making. Proceedings from the 3rd North Sea Seminar 1989, Rotterdam, May 31 – June 2, 1989 (Session IIB, Policies for Fisheries):117-127.*
- Callaway, R., Engelhard, G.H., Dann, J., Cotter, J. & Rumohr, H. 2007. A century of North Sea epibenthos and trawling: comparison between 1902-1912, 1982-1985 and 2000. *Marine Ecology Progress Series* 346:27-43.
- Camphuysen, C.J., Ensor, K., Furness, R.W., Garthe, S., Huppopp, O., Leaper, G., Offringa, H. & Tasker, M.L. 1993. Seabirds feeding on discards in winter in the North Sea. *Netherlands Institute for Sea Research, Den Burg, Texel.*
- Canal-Vergés, P., Vendel, M., Valdemarsen, T., Kristensen, E., Flindt, M.R. 2010. Resuspension created by bedload transport of macroalgae: implications to ecosystem functioning. *Hydrobiologia* 649:69–76.
- Carstensen, J., Krause-Jensen, D. 2009. Fastlæggelse af miljømål og indsatsbehov ud fra ålegræs i de indre danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Arbejdsrapport fra DMU nr. 256. <http://www.dmu.dk/Pub/AR256.pdf>
- Catchpole, T.L., Frid, C.L.J. & Gray, T.S. 2006. Importance of discards from the English *Nephrops norvegicus* fishery in the North Sea to marine scavengers. *Marine Ecology Progress Series* 313:215-226.
- Christensen, O. 1995. Registration of bycatches in the offshore salmon fishery in the Baltic Sea by observers on commercial vessels. *Unpublished working paper for the ICES Baltic Salmon and Trout assessment working group.*
- Collie, J.S., Hall, S.J., Kaiser, M.J. & Poiner, I.R. 2000. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *Journal of Animal Ecology* 69:785-799.
- Collie, J.S. Richardson, K. & Steele, J.H. 2004. Regime shifts: can ecological theory illuminate the mechanism? *Progress in Oceanography* 60:281-302.
- Daan, N., Gislason, H., Pope, J.G. & Rice, J.C. 2005. Changes in the North Sea fish community: evidence of indirect effects of fishing? *ICES Journal of Marine Science*, 62:177–188.
- Dalskov, J., Egekvist, J., Vinther, M., Sparrevohn, C. R., Larsen, F., Warnar, T., Dolmer, P., & Sørensen, T. K. (2012). Biologisk forstyrrelse: Selektiv udtagning af arter, herunder tilfældige fangster af ikke-målarter (f.eks. ved erhvervs- og fritidsfiskeri): Fagligt baggrundsnotat til den danske implementering af EU's Havstrategidirektiv. Charlottenlund: Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. (DTU Aqua-rapport; No. 255-2012).
- Davies, C.J., Andorfer, J., Rose, C., Uranowski, C. & Ehringer, N. 1997. Regrowth of the seagrass *Thalassia testudinum* into propeller scars. *Aquatic Botany* 58:139-155.

- Dayton, P. K., Thrush, S. F., Agardy, M. T., & Hofman, R. J. 1995. Environmental effects of marine fishing. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 5(3), 205-232.
- Degel, H., Petersen, I.K., Holm, T.E. & Kahlert, J. 2010. Fugle som bifangst i garnfiskeriet – Estimat af utilsigtet bifangst af havfugle i garnfiskeriet i området omkring Ærø. *DTU Aqua-rapport nr. 227-2010*.
- Dinesen, G.E. & Morton, B. 2014. Review of the functional morphology, biology and perturbation impacts on the boreal, habitat-forming horse mussel *Modiolus modiolus* (Bivalvia: Mytilidae: Modiolinae). *Marine Biology Research*, 10(9):845-870.
- Dinesen, G.E., Andersen, B.S., Ulmestrand, M., Geitner, K., Munch-Petersen, S. & Frandsen, R. 2012. UWTV Survey fra Kattegat 2011: forekomst af jomfruhummer gang-systemer og Naturstyrelsens fokus-arter af emergent og epibenthisk fauna, *Notat til Naturstyrelsen, Miljøministeriet*, 19 pp.
- Doeksen, A. 2006. Ecological perspectives of the North Sea C. Crangon fishery. An inventory of its effects on the marine ecosystem, 134 pp.
- Dolmer, P. 2002. Mussel dredging: impact on epifauna in Limfjorden, Denmark. *Journal of Shellfish Research* 21:529-537.
- Dolmer, P., Kristensen, T., Christiansen, M.L., Petersen, M.F., Kristensen, P.S. & Hoffmann, E. 2001. Short-term impact of blue mussel dredging (*Mytilus edulis* L.) on a benthic community. *Hydrobiologica* 465:115-127.
- Dolmer, P. (ed.). 2013. Fiskerieffekter i Natura 2000 områder. *DTU Aqua Rapport*, 160 pp. (in prep.)
- Dolmer, P., Christoffersen, M., Geitner, K., Larsen, F., Dinesen, G.E. & Holm, N. 2013. Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lillebælt 2013. *DTU Aqua Rapport*, 81 pp.
- DTU Aqua. 2008. Bifangst af hvaler i det danske pelagiske trawlfiskeri 2006-2008. *Rapport til Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (EU-fiskeriudviklingsprogrammet, FIUF)*, 12 pp.
- DTU Aqua. 2010. Danish Sampling of Commercial Fishery – Overview with special attention to discards 2010 data. *DTU Aqua Rapport Nr. 250-2012*.
- Durinck, J., Christensen, K.D., Skov, H. & Danielsen, F. 1993. Diet of the common scoter *Melanitta nigra* and velvet scoter *Melanitta fusca* wintering in the North Sea. *Ornis Fennica* 70(4):215-218.
- Dyckjær, S. and Hoffmann, E. 1999. Muslingefiskeriet i Limfjorden, in Lomstein, B. A. (ed.), *Havmiljøet ved årtusindeskiftet (Marine Environments into the Millennium)*. Olsen & Olsen, Fredensborg, 47–64.
- European Commission. 2012. Impact assessment - Action Plan for reducing incidental catches of seabirds in fishing gears. *SWD (20012) 369 final, Brussels 16.11.2012*.
- EU. 2007. Environmental effects of fishing gears and the socioeconomic consequences of their modification, substitution or suppression. *Rapport til Europa Parlamentets Fiskerigruppe, IP/B/PECH/IC/2006-179, 154pp*.
- EU. 2014. Commission Staff Working Document (SWD(2014) 49 final. Annex accompanying the document: Commission Report to the Council and the European Parliament. The first phase of implementation of the Marine Strategy Framework Directive (2008/56/EC) - The European Commission's assessment and guidance {COM(2014) 97 final}
- Fossi, M.C., Panti, C., Guerranti, C., Coppola, D., Giannetti, M., Marsili, L. & Minutoli, R. 2012. Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Marine Pollution Bulletin* 64(11):2374-9.

- Fulton, T.W. 1890. The distribution of immature sea fish, and their capture by various modes of fishing. *Eighth Report of the Fishery Board for Scotland, Part III:183–185*.
- Fung, T., Farnsworth, K.D., Reid, D.C. & Rossberg, A.G. 2012. Recent data suggest no further recovery in North Sea Large Fish Indicator. *ICES Journal of Marine Science*, 69:235-239.
- Furness, R.W. 2002. Management implications of interactions between fisheries and sandeel-dependent seabirds and seals in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 59:261-269.
- Galgani, F., Fleet, D., Franeker, J. van, Katsanevakis, S., Maes, T., Mouat, J., Oosterbaan, L., Poitou, I., Hanke, G., Thompson, R., Amato, E., Birkun, A. & Janssen, C. 2010. Task Group 10 Report. Marine litter. *JRC European Commission, Ifremer, and ICES. EUR 24340 EN - 2010.48 pp*.
- Garthe, S., Camphuysen, C.J. & Furness, R.W. 1996. Amounts of discards by commercial fisheries and their significance as food for seabirds in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 136:1-11.
- Garther, S. & Scherp, B. 2003. Utilization of discards and offal from commercial fisheries by seabirds in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science* 60:980-989.
- Greathead, C.F., Donnan, D.W., Mair, J.M. & Saunders, G.R. 2007. The sea pens *Virgularia mirabilis*, *Pennatula phosphorea* and *Funiculina quadrangularis*: distribution and conservation issues in Scottish waters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87, p 1095-1103.
- Greenstreet, S.P.R., Rogers, S.I., Rice, J.C., Piet, G.J., Guirey, E.J., Fraser, H.M. & Fryer, R.J. 2011. Development of the EcoQO for the North Sea fish community. *ICES Journal of Marine Science*, 68:1–11.
- Greenstreet, S.P.R., Rogers, S.I., Rice, J.C., Piet, G.J., Guirey, E.J., Fraser, H.M. & Fryer, R.J. 2012. A reassessment of trends in the North Sea Large Fish Indicator and a re-evaluation of earlier conclusions. *ICES Journal of Marine Science*, 69:343-345.
- Greenstreet, S., Fraser, H., Armstrong, E. & Gibb, I. 2010. Monitoring the Consequences of the Northwestern North Sea Sandeel Fishery Closure. *Scottish Marine and Freshwater Science Vol. 1(6)*.
- Grift, R.E., Heino, M., Rijnsdorp, A.D., Kraak, S.B.M. & Dieckmann, U. 2007. Three-dimensional maturation reaction norms for North Sea plaice. *Marine Ecology Progress Series* 334: 213–224.
- Göransson, P., Vuksan, S.B., Karlfelt, J. & Börjesson, L. 2010. *Haploops- och Modiolus-samhället utanför Helsingborg 2000-2009*, 81 pp.
- Hall, M.A. 1998. An ecological view of the tuna-dolphin problem: impacts and trade-offs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 8, 1-34.
- Hall, K., Paramour, O.A.L., Robinson, L.A., Winrow-Giffin, A., Frid, C.L.J., Eno, N.C., Dernie, K.M., Sharp, R.A.M., Wyn, G.C. & Ramsey, K. 2008. Mapping the sensitivity of benthic habitats in Welsh waters – development of a protocol CCW. (Policy Research) Report No: 08/12, Bangor, Countryside Council for Wales. 85 pp.
- Hammond, P.S., Benke, H., Berggren, P., Borchers, P., Buckland, S.T., Collet, A., Heide-Jørgensen, M.P., Heimlich-Boran, S., Hiby, A.R., Leopold, M.F. & Øien, N. 1995. Distribution and abundance of the harbour porpoise and other small cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *Life* 92-2/UK/027. 240pp.
- Hammond, P.S., Macleod, K., Berggren, P., Borchers, D.L. et al. 2013. Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation* 164: 107-122.
- Hansen, J.W. (ed). 2012. Marine områder 2011. NOVANA. *Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi* 34:1-154.

- Hansen, J.W., Andersen, J.H., Strand, J. & Sørensen, T.K. 2012. Affald i havet. *Fagligt notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi*. 28 pp.
- Härkönen, T., Galatius, A., Bräeger, S., Karlsson, O. & Ahola, M. 2013. Population growth rate, abundance and distribution of marine mammals. HELCOM Core Indicator of Biodiversity report. Available from www.helcom.fi.
- Hiddink, J.G., Jennings, S., Kaiser, M.J., Queiros, A.M., Duplisea, D.E. & Piet, G.J. 2006. Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 712-736.
- Hiddink, J.G., Rijnsdorp, A.D. & Piet, G. 2008. Can bottom trawling disturbance increase food production for a commercial fish species? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 65:1393-1401.
- Hill, B.J. & Wassenberg, T.J. 2000. The probable fate of discards from prawn trawlers fishing near coral reefs. A study in the northern Great Barrier Reef, Australia. *Fisheries Research* 48:277-286.
- Hinz, H., Prieto, V. & Kaiser, M.J. 2009. Trawl disturbance on benthic communities: Chronic effects and experimental predictions. *Ecological Applications* 19:761-773.
- Hislop, J.R.G. & Hemmings, C.G. 1971. Observations by divers on the survival of tagged and untagged haddock after capture by trawl or Danish seine net. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 3:428-437.
- Holmer, M., Ahrensberg, N., & Jørgensen, N. P. 2003. Impacts of mussel dredging on sediment phosphorus dynamics in a eutrophic Danish fjord. *Chemistry and Ecology*, 19(5), 343-361.
- Hoffmann, E. & Dolmer, P. 2000. Effect of closed areas on distribution of fish and epibenthos. *ICES Journal of Marine Science* 57:1310-1314.
- Hughes, D.J. 1998. Sea pens and burrowing megafauna. An overview of dynamics and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. *Report prepared for Scottish Association for Marine Science (SAMS)*. 114 pp.
- Huse, I & Vold, A. 2010. Mortality of mackerel (*Scomber scombrus* L.) after pursing and slipping from a purse seine. *Fisheries Research* 106(1): 54-59.
- Hutchinson, W.F., van Oosterhout, C., Rogers, S.I. & Carvalho, G.R. 2003. Temporal analysis of archived samples indicates marked genetic changes in declining North Sea cod (*Gadus morhua*). *Proceedings of the Royal Society of London B* 270: 2125-2132.
- ICES. 2006. Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO), 5-12 April 2006, ICES Headquarters, Copenhagen. *ACE:05*. 174 pp.
- ICES. 2007. Report of the Study Group on Fisheries-Induced Adaptive Change (SGFIAC). *ICES Document CM 2007/RMC:03. Ref. ACFM, ACE*. 25 pp.
- ICES. 2007a. Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO) 11-18 April, 2007. 162 pp.
- ICES 2008. Report of the ICES/HELCOM Working Group on Integrated Assessment in the Baltic Sea (WGIAB), 25-29 March 2008, Öregrund, Sweden. *CM 2008/BCC:04*. 145 pp.
- ICES. 2008a. Report of the EMPAS project (Environmentally Sound Fishery Management in Protected Areas), 2006-2008, and ICES-BfN project. *ICES (www.ices.dk)*, 123 pp.
- ICES. 2008b. Report of the ICES Advisory Committee, 2008. *ICES Advice, 2008. Books 1 - 10*. 1,842 pp.

- ICES. 2009. Report of the EMPAS project (Environmental Sound Fishery Management in Protected Areas) 2006-2008. An ICES-BfN project. 122 pp.
- ICES. 2010. Report of the ICES/HELCOM Working Group on Integrated Assessment in the Baltic Sea (WGIAB), 19-23 April 2010, ICES Headquarters, Copenhagen, Denmark. *ICES CM 2010/SSGRSP:02*. 94 pp.
- ICES. 2011a. Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO), 13–20 April 2011, Copenhagen, Denmark. *ICES Document CM 2011/ACOM: 24*. 166 pp.
- ICES. 2011b. Report of the Working Group on Multispecies Assessment Methods (WGSAM). *ICES C.M. 2011/SSGSUE:10*.
- ICES. 2012. Report of the Working Group on Crangon Fisheries and Life History (WGCRAN), 5–7 June 2012, Porto, Portugal. *ICES CM 2012/SSGEF:09*. 75 pp.
- ICES. 2013. ICES Advice 2013: Sandeel in Division IIIa and Subarea IV.
- IWC. 2000. Annex O, Report of the IWC-ASCOBANS Working Group on harbour porpoises. *Journal of Cetacean Research and Management*. 2 (Suppl.): 297-305.
- Jean, Y. 1963. Discards of fish at sea by northern New Brunswick draggers. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 20:497–524.
- Jenkins, S.R., Mullen, C. & Brand, A.R. 2004. Predator and scavenger aggregation to discarded by-catch from dredge fisheries: importance of damage level. *Journal of Sea Research* 51:69-76.
- Jennings, S. & Rice, J. 2011. Towards an ecosystem approach to fisheries in Europe: a perspective on existing progress and future directions. *Fish and Fisheries* 12:125-137.
- Jolley, J.W. 1972. Exploratory fishing for the sunray Venus clam, *Macrocallista nimbosa* in northwest Florida. *Fla. Dep. Nat. Resour. Mar. Res. Lab. Tech. Ser.* 67:42 p.
- Kaiser, M.J., Clarke, K.R., Hinz, H., Austen, M.C.V., Somerfield, P.J. & Karakassis, I. 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Marine Ecology Progress Series* 311:1-14. (Feature article)
- Kaiser, M. J., Collie, J. S., Hall, S. J., Jennings, S., & Poiner, I. R. (2002). Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries*, 3(2), 114-136.
- Kaiser, M.J. & Hiddink, J.G. 2007. Food subsidies from fisheries to continental shelf benthic scavengers. *Marine Ecology Progress Series* 350:267-276.
- Kelle, V.W. 1976. Sterblichkeit untermaßiger Plattfische im Beifang der Garnelenfischerei. *Meeresforschung* 25:77–89.
- Kenny, A.J., Skjoldal, H.R., Engelhard, G.H., Kershaw, P.J. & Reid, J.B. 2009. An integrated approach for assessing the relative significance of human pressures and environmental forcing on the status of large marine ecosystems. *Progress in Oceanography* 81:132-148.
- Kindt-Larsen, L., Larsen, F., Stage, B. & Dalskov, J. 2012. Fully Documented Fishery onboard gillnet vessels <15 m. *Rapport til Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri og Den Europæiske Fiskeri Fond*, 27 pp.
- Kristensen, P.S., Holm, N. & Hansen, S. 2008. Monitoring og vurdering af bestanden af kystrejer (hesterejer) (*Crangon crangon*) i Nordsøen. *Rapport: FIUF Pilot – og demonstrationsprojekt*. 34 s.

- Kröncke, I. 2011. Changes in Dogger Bank macrofauna communities in the 20th century caused by fishing and climate. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 94:234-245.
- Königson, S., Lunneryd, S.-G., Stridh, H. & Sundquist, F. 2009. Grey seal predation in cod gillnet fisheries in the Central Baltic Sea. *Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science* 42:41-47.
- Lambert, G.I., Jennings, S., Kaiser, M.J., Hinz, H. & Hiddink, J.G. 2011. Quantification and prediction of the impact of fishing on epifaunal communities. *Marine Ecology Progress Series* 430:71-86.
- Laugen, A.T., Engelhard, G.H., Whitlock, R., Arlinghaus, R., Dankel, D., Dunlop, E.S., Eikeset, A.M., Enberg, K., Jørgensen, C., Matsumura, S., Nusslé, S., Urbach, D., Baulier, L., Boukal, D.S., Ernande, B., Johnston, F., Mollet, F., Pardoe, H., Therkildsen, N.O., Uusi-Heikkilä, S., Vainikka, A., Heino, M., Rijnsdorp, A.D. & Dieckmann, U. 2013. Evolutionary impact assessment: Accounting for the evolutionary consequences of fishing in an ecosystem approach to fisheries management. *Fish and Fisheries (early view)* DOI: 10.1111/faf.12007.
- Laursen, K., Pihl, S., Durinck, J., Hansen, M., Skov, H., Frikke, J. & Danielsen, F. 1997. Numbers and distribution of waterbirds in Denmark 1987-89. *Danish Review of Game Biology* 15(1):1-181.
- Law, R. & Rowell, C.A. 1993. Cohort-structured populations, selection responses, and exploitation of the North Sea cod. In: The exploitation of evolving resources, pp 155–173, Ed. by: Stokes, T. K., McGlade, J.M., and Law, R. Lecture Notes in Biomathematics 99, Springer-Verlag, Berlin.
- Lusher, A.I., McHugh, M. & Thompson, R.C. 2012. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin* 2012 Dec 26. doi:pii: S0025-326X(12)00566-8.
- Lyngby, J.E., Mortensen, S.M. 1996. Effects of dredging activities on growth of *Laminaria saccharina*. *Marine Ecology*, 17(1-3):345-354.
- Lyngs, E. & Kampp, K. 1996. Ringing recoveries of razorbills *Alca torda* and guillemots *Uria aalge* in Danish waters. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 90(3):119-132.
- Løkkeborg, S. 2005. Impacts of trawling and scallop dredging on benthic habitats and communities. *FAO Fisheries Technical Paper* 472:158.
- Løkkeborg, S. 2011. Best practices to mitigate seabird bycatch in longline, trawl and gillnet fisheries—efficiency and practical applicability. *Marine Ecology Progress Series* 435:285-303.
- Macdonald, D.S., Little, M., Eno, N.C. & Hiscock, K. 1996. Disturbance of benthic species by fishing activities: a sensitivity index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 6:257-268.
- Magorrian, B.H. & Service, M. 1998. Analysis of underwater visual data to identify the impact of physical disturbance on horse mussel (*Modiolus modiolus*) beds. *Marine Pollution Bulletin* 36(5):354-359.
- Majland, P. 2005. Succession and algal communities on the eastern breakwater protecting the harbour of Aarhus. *Specialerapport, Aarhus Universitet*. 96 pp.
- Melvin, E.F., Parrish, J.K. & Conquest, L.L. 1999. Novel tools to reduce seabird bycatch in coastal gillnet fisheries. *Conservation Biology* 13, 1386–1397.
- Mercaldo-Allen, R., Goldberg, R. 2011. Review of the ecological effects of dredging in cultivation and harvest of molluscan shellfish. *NOAA technical memorandum NMFS-NE-220*.

- Milliken, H.O., Farrington, M., Rudolph, T. & Sanderson, M. 2009. Survival of Discarded Sublegal Atlantic Cod in the Northwest Atlantic Demersal Longline Fishery. *North American Journal of Fisheries Management* 29(4): 985-995.
- Morgan, L.E., Chuenpagdee, R. 2003. Shifting gears: Addressing the collateral impacts of fishing methods in US waters. *PEW Science Series, Washington, (DC): Island Press: 42 p.*
- Morizur, Y., Berrow, S.D., Tregenza, N.J.C., Couperus, A.S. & Pouvreau, S. 1999. Incidental catches of marine-mammals in pelagic fisheries of the northeast Atlantic. *Fisheries Research* 41, pp: 297-307.
- Murray, F. & Cowie, P.R. 2011. Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine Pollution Bulletin* 62(6):1207-17.
- Möhlenberg, F., Andersen, J.H., Murray, C., Christensen, P.B., Dalsgaard, T., Fossing, D. & Krause-Jensen, D. 2008. Stenrev i Limfjorden fra naturgenopretning til supplerende virkemiddel. *By- og Landskabsstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen. Faglig Rapport, 16. september 2008.*
- Naturstyrelsen. 2012a. Danmarks havstrategi. Basisanalyse. *Miljøministeriet, Naturstyrelsen. 146 pp.*
- Naturstyrelsen. 2012b. Danmarks havstrategi. Miljømålsrapport. *Miljøministeriet, Naturstyrelsen. 46 pp.*
- Nilsson, P. & Ziegler, F. 2007. Spatial distribution of fishing effort in relation to seafloor habitats in the Kattegat, a GIS analysis. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 17:412-440.
- Olesen, B., Krause-Jensen, D. & Christensen, P.B. 2009. Depth related changes in the reproductive capacity of the seagrass *Zostera marina*, fremlagt ved *ASLO Aquatic Science Meeting 2009. A cruise through nice waters. 1 p. (abstract)*
- Pálsson, Ó.K., Einarsson, H.A., Björnsson, H. 2003. Survival experiments of undersized cod in a hand-line fishery at Iceland. *Fisheries Research* 61:73-86.
- Pedersen, M.F., Borum, J. & Brøgger, L. 1999. Etablering af ålegræs og samspillet mellem plante og miljø. I Lomstein, B.A. (ed). *Havmiljøet ved årtusindeskiftet. Olsen & Olsen, Fredensborg.*
- Pedersen, S.A., Støttrup, J., Sparrevohn, C.R. & Nicolajsen, H. 2005. Registreringer af fangster i indre danske farvande 2002, 2003 og 2004 – Slutrapport. *DFU-Rapport nr. 155-05. 149s.*
- Petersen, C.G.J. 1913. Havets bonitering II. Om havbundens dyresamfund og om disses betydning for den marine zoogeografi. *Fra den Danske Biologiske Station* 21:1-42.
- Pierre, J.P., Abraham, E.R., Richard, Y., Cleal, J. & Middleton, D.A.J. 2012. Controlling trawler waste discharge to reduce seabird mortality. *Fisheries Research Vol. 131–133:30–38.*
- Pilskaln, C.H., Churchill, J.H., Mayer, L.M., 1998. Resuspension of sediment by bottom trawling in the Gulf of Maine and potential geochemical consequences. *Conservation Biology* 12, 1223-1229.
- Poulsen, L.K., Canal-Vergés, P., Geitner, K., Christoffersen, M.O., Holm, N. & Petersen, J.K. 2013. Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2013/2014. *DTU Aqua-rapport 269-2013.*
- Poulsen, N.A., Nielsen, E.E., Schierup, M.H., Loeschcke, V. & Grønkjær, P. 2006. Long-term stability and effective population size in North Sea and Baltic Sea cod (*Gadus morhua*). *Molecular Ecology*, 15:321–331.
- Puig, P., Canals, M., Company, J.B., Martin, J., Amblas, D., Lastras, G., Palanques, A. & Calafat, A.M. 2012. Ploughing the deep sea floor. *Nature* 489:286-290.

- Ramsay, K., Kaiser, M.J. & Hughes, R.N. 1998. Responses of benthic scavengers to fishing disturbance by towed gears in different habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 224:73-89.
- Rasheed, M.A. 1999. Recovery of experimentally created gaps within a tropical *Zostera capricorni* (Aschers.) seagrass meadow, Queensland, Australia. *Journal of experimental marine biology and ecology* 235:183-200.
- Regular, P., Montevecchi, W., Hedd, A., Robertson, G. & Wilhelm, S. 2013. Canadian fishery closure provide a large-scale test of the impact of gillnet bycatch on seabird populations. *Biology Letters* 9: 20130088.
- Reiss, H., Greenstreet, S.P.R., Sieben, K., Ehrich, S., Piet, G.J., Quirijns, F., Robinson, L., Wollf, W.J. & Kröncke, I. 2009. Effects of fishing disturbance on benthic communities and secondary production within an intensively fished area. *Marine Ecology Progress Series* 394:201-213.
- Revill A. 2012. Survival of discarded fish, a rapid review of studies on discard survival rates. *Work produced in response to: Request for services commitment n° S12.615631, European Commission, Directorate-general for Maritime Affairs and Fisheries, Policy development and co-ordination, Brussels, MAREA2.*
- Riemann, B. & Hoffmann, E. 1991. Ecological consequences of dredging and bottom trawling in the Limfjord, Denmark. *Marine Ecology Progress Series* 69:171-178.
- Rice, J., Arvanitidis, C., Borja, A., Frid, C., Hiddink, J.G., Krause, J., Lorange, P., Ragnarsson, S.A., Skjöld, M., Trabucco, B., Enserink, L. & Norkko, A. 2011. Indicators for sea-floor integrity under the European Marine Strategy Framework Directive. *Ecological Indicators* 12(1):174-184.
- Rijnsdorp, A.D. & Vingerhoed, B. 2001. Feeding of plaice *Pleuronectes platessa* L. and sole *Solea solea* (L.) in relation to the effects of bottom trawling. *Journal of Sea Research* 45:219-229.
- Robinson, J.E., Newell, R.C., Seiderer, L.J., Simpson, N.M. 2005. Impacts of aggregate dredging on sediment composition and associated benthic fauna at an offshore dredge site in the southern North Sea. *Marine environmental research* 60: 51-68.
- Ross, M.R. & Hokensen, S.R. 1997. Short-term mortality of discarded finfish bycatch in the Gulf of Maine fishery for northern shrimp *Pandalus borealis*. *North American Journal of Fisheries Management* 17:902-909.
- Salomon, M. & Holm-Müller, K. 2012. Towards a sustainable fisheries policy in Europe. *Fish and Fisheries (early view)* DOI: 10.1111/faf.12009
- Sewell, J., Harris, E., Hinz, H., Votier, S. & Hiscock, K. 2007. An assessment of the impact of selected fishing activities on European marine sites and a review of mitigation measures. *Report to the Seafish Industry Authority (Seafish). Plymouth, Marine Biological Association of the UK and the University of Plymouth.*
- Sinclair, M., & Valdimarsson, G. 2003. Responsible fisheries in the marine ecosystem. FAO, Rome.
- Shester, G.G. & Micheli, F. 2011. Conservation challenges for small-scale fisheries: Bycatch and habitat impacts of traps and gillnets. *Biological Conservation* 144:1673-1681.
- Sparrevohn, C.R., Nielsen, J. & Storr-Paulsen, M. 2011. Eel, sea trout and cod catches in Danish recreational fishing. Survey design and 2010 catches in the Danish waters. *DTU Aqua Rapport nr. 240-2011.*
- STECF. 2012. 39th Plenary Meeting Report of the Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (PLEN-12-01). *JRC Scientific and Policy Reports.*
- Strain, E.M.A., Allcock, A.L., Goodwin, C.E., Maggs, C.A., Picton, B.E. & Roberts, D. 2012. The long-term impacts of fisheries on epifaunal assemblages function and structure, in a Special Area of Conservation. *Journal of Sea Research* 67:58-68.

- Street, M.W., Deaton, A.S., Chappell, W.S., Mooreside, P.D. 2005. North Carolina Coastal Habitat Protection Plan. NCDENR-DMF, 656 p.
- Støttrup, J.G., Stenberg, C., Dinesen, G.E., Torp Christensen, H. & Wieland, K. 2013. Stenrev. Gennemgang af den biologiske og økologiske viden, der findes om stenrev og deres funktion i tempererede områder. *DTU Aqua Rapport 266-13*, 44 pp.
- Suuronen, P., Chopin, F., Glass, C., Løkkeborg, S., Matsushita, Y., Queirolo, D. & Rihan, D. 2012. Low impact and fuel efficient fishing - Looking beyond the horizon. *Fisheries Research* 119-120:135-146.
- Sørensen, T.K., Stedmon, C., Enders, K. & Henriksen, O. 2013. Analyse af marint affald i sild og hvilling fra det nordlige Storebælt. Notat til Naturstyrelsen. 13 s.
- Tarnowski, M. 2006. A literature review of the ecological effects of hydraulic escalator dredging. *Fish. Tech. Rep. Ser.* 48:30 p.
- Tasker, M.L., Camphuysen, C.J., Cooper, J., Garthe, S., Montevecchi, W.A. & Blaber, S.J.M. 2000. The impacts of fishing on marine birds. *ICES Journal of Marine Science* 57: 531-547.
- Tillin, H.M., Hiddink, J.G., Jennings, S. & Kaiser, M.J. 2006. Chronic bottom trawling alters the functional composition of benthic invertebrate communities on a sea-basin scale. *Marine Ecology Progress Series* 318:31-45.
- Tomczak, M.T., Dinesen, G.E., Hoffmann, E., Maar, M. & Støttrup, J.G. 2013. Integrated trend assessment of ecosystem changes in the Limfjord (Denmark): Evidence of a recent regime shift? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 117:178-187.
- UN. 1995. United Nations Conference on Straddling Fish Stocks and Highly Migratory Fish Stocks. http://www.un.org/Depts/los/convention_agreements/convention_overview_fish_stocks.htm.
- Van Beek, F.A., Van Leeuwen, P.I., Rijnsdorp, A.D. 1990. On the survival of plaice and sole discards in the otter-trawl and beam-trawl fisheries in the North Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* 26:151-160.
- van Keeken, O.A., van Hoppe, M., Grift, R.E. & Rijnsdorp, A.D. 2007. Changes in the spatial distribution of North Sea plaice (*Pleuronectes platessa*) and implications for fisheries management. *Journal of Sea Research* 57:187-197.
- Vining R (1978) Final Environmental Impact Statement for the Commercial Harvesting of Subtidal Hardshell Clams with a Hydraulic Escalator Shellfish Harvester. *WA Dep. Fish., Dep. Nat. Resour.*, 55 pp.
- Vinther, M. & Larsen, F. 2004. Updated estimates of harbour porpoise by-catch in the Danish bottom set gillnet fishery. *Journal of Cetacean Research and Management* 6(1):19-24.
- Vinther, H.F., Laursen, J.S. & Holmer, M. 2008. Negative effects of blue mussel (*Mytilus edulis*) presence in eelgrass (*Zostera marina*) beds in Flensborg Fjord, Denmark. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 77:91-103.
- Viquerat, S., Herr, H., Gilles, A., Peschko, V., Siebert, U., Svegaard, S. & Teilmann, J. 2014. Abundance of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the western Baltic, Belt Seas and Kattegat. *Published online Mar Biol DOI 10.1007/s00227-013-2374-6*.
- Vorberg, R. 2000. Effects of shrimp fisheries on reefs of *Sabellaria spinulosa* (Polychaeta). *ICES Journal of Marine Science* 57 (5): 1416-1420.
- Votier, S.C., Furness, R.W., Bearhop, S., Crane, J.E., Caldow, R.W.G., Catry, P., Ensor, K., Hamer, K.C., Hudson, A.V., Kalmbach, E., Klomp, N.I., Pfeiffer, S., Phillips, R.A., Prieto, I. & Thompson, D.R. 2004. Changes in fisheries discard rates and seabird communities. *NATURE* 427:727-730.

- Warnar, T., Huwer, B., Vinther, M., Sparrevohn, C. R., Kirkegaard, E., Dolmer, P., Munk, P., & Sørensen, T. K. (2012). Fiskebestandenes struktur. Fagligt baggrundsnotat til den danske implementering af EU's havstrategidirektiv. *DTU Aqua-rapport 254-2012*.
- Wright, P.J. 2005. Temporal and spatial variation in reproductive investment of haddock in the North Sea. *ICES Document CM 2005/Q:07*.
- Zydelis, R., Bellebaum, J., Österblom, H., Vetemaa, M., Schirmeister, B., Stipniece, A., Dagys, M., van Eerden, M. & Garthe, S. 2009. Bycatch in gillnet fisheries – An overlooked threat to waterbird populations. *Biological Conservation* 142:1269-1281.
- Zydelis, R., Small, C. & French, G. 2013. The incidental catch of seabirds in gillnet fisheries: A global review. *Biological Conservation* 162:76-88

Bilag 1. Relevante konventioner, aftaler og principper

I det følgende beskrives en række internationale aftaler, konventioner og en enkelt miljømærkningsordning, som er relevante for udøvelse og forvaltning af erhvervsfiskeri, og for hvilke bæredygtighed og fiskeriernes påvirkning på havmiljøet er centrale faktorer.

FN's Biodiversitetskonvention

Danmark har sammen med 189 andre lande og EU (pr. oktober 2008) underskrevet FN's Biodiversitetskonvention, der blev vedtaget på verdenstopmødet i Rio de Janeiro i 1992. Formålet med denne konvention er bl.a. at bevare den biologiske mangfoldighed og fremme en **bæredygtig udnyttelse af naturens ressourcer**.

Ifølge konventionens Artikel 2 defineres **bæredygtig udnyttelse** som *udnyttelse af bestanddele af den biologiske mangfoldighed på en sådan måde og i et sådant omfang, at det ikke fører til nedgang i den biologiske diversitet på lang sigt, hvorved den biologiske mangfoldigheds muligheder for at dække nuværende og kommende generationers behov og ønsker opretholdes*.

Der har siden 1992 været afholdt en række topmøder om biodiversitet – senest i oktober 2010 i Nagoya, Japan. Dette topmøde resulterede i en plan for at standse tabet af biodiversitet. Planen indebærer bl.a. mål om:

- at man senest i 2020 mindst skal halvere tabet af naturlige habitater og reducere forarmning og fragmentering væsentligt;
- at alle lande inden 2020 skal indarbejde værdien af biologisk mangfoldighed i de nationale regnskaber, bl.a. baseret på økosystemernes evner til at levere goder til samfundet;
- at alle populationer af bl.a. fisk inden 2020 forvaltes og udnyttes bæredygtigt og med anvendelse af en økosystembaseret tilgang, hvor overfiskeri undgås, og hvor fiskeri ikke har negative effekter på truede arter og følsomme økosystemer;
- at alle lande senest 2020 har etableret beskyttede områder svarende til 10 % af havarealet.

Yderligere oplysninger kan findes på <http://www.cbd.int/sp/targets/>

Bern-konventionen

Konvention om beskyttelse af Europas vilde dyr og planter samt naturlige levesteder af 19. september 1979 (Bern konventionen) trådte i kraft i Danmark den 1. januar 1983. Formålet med konventionen er at bevare vilde planter og dyr samt deres levesteder med særlig fokus på truede og følsomme arter - samt migrerende arter. De kontraherende stater har forpligtet sig til at arbejde for disse mål. EUs Habitat- og Fuglebeskyttelsesdirektiver (Natura 2000) beskrevet forinden er en direkte opfølgning på Bern konventionen.

Bonn-konventionen

Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (CMS), eller Bonn konventionen, er en mellemstatslig traktat, som har til hensigt at bevare de vildtlevende dyrearter, der regelmæssigt krydser landegrænser. Danmark ratificerede konventionen i 1982.

Bonn-konventionen opstiller rammer for samarbejdet mellem medlemsstater om beskyttelse af specifikke arter i de pågældende arters udbredelsesområder. Danmark har bl.a. indgået samarbejdsaftaler om beskyttelse af migrerende vandfugle, beskyttelse af sæler i Vadehavet samt beskyttelse af småhvaler i Østersøen og Nordsøen (ASCOBANS).

Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas (ASCOBANS)

ASCOBANS aftalen sigter efter at opnå og opretholde en gunstig bevaringsstatus for småhvaler. I Danmark og i vore nabolande er der særligt fokus på beskyttelsen af marsvin.

Da utilsigtet bifangst i garnfiskerier udgør en af de største trusler for marsvin, har man i ASCOBANS regi vedtaget en grænse for, hvor meget dødelighed man vil acceptere. Denne grænse er (foreløbigt) sat ved 1,7 % af bestandens estimerede størrelse. Dvs. bifangstrater, der overstiger 1,7 %, anses for værende ikke-bæredygtige.

EU's Miljødirektiver

Danmark har væsentlige forpligtelser på natur- og miljøområdet i relation til en række EU-direktiver, herunder Natura 2000-direktiverne (Habitatdirektivet og Fuglebeskyttelsesdirektivet), Havstrategidirektivet og Vandrammedirektivet.

NATURA 2000: EU's Habitatdirektiv & Fuglebeskyttelsesdirektiv

Natura 2000 har til formål at sikre, at EU's mest værdifulde og truede arter og naturtyper kan overleve på langt sigt. Natura 2000 bygger på to direktiver, som fastsætter et overordnet mål for at sikre eller genoprette naturtyper og dyre- og plantearter, så disse opnår en *gunstig bevaringsstatus*. Direktiverne pålægger bl.a. regeringen at udpege områder, der indeholder truede eller sårbare arter og deres levesteder. Der må ikke ske forringelse eller væsentlig forstyrrelse af Natura 2000-områderne og deres arter.

Et helt centralt led i implementeringen af Natura 2000-direktiverne er udpegning af beskyttede områder, de såkaldte Habitatområder og Fuglebeskyttelsesområder, som sammen udgør det danske Natura 2000 netværk. Natura 2000 områderne består af 261 habitatområder og 113 fuglebeskyttelsesområder, der er udpeget i overensstemmelse med de to naturdirektiver. Områderne dækker ca. 17,7 % af det marine areal.

Der er vedtaget Natura 2000-planer for størstedelen af Natura 2000-områderne og udarbejdet basisanalyser og trusselvurderinger. Planerne giver opskriften på, hvordan naturen kan blive bedre i det enkelte område frem til 2015. Indsatsprogrammer beskriver, hvad de statslige myndigheder skal gennemføre for at vende den negative udvikling i naturen. Indsatsprogrammer skal være implementeret med udgangen af år 2015. Det er NaturErhvervstyrelsen der har ansvaret for at sikre, at beskyttet natur under Natura 2000-direktiverne ikke direkte eller indirekte påvirkes negativt af fiskerisektoren i en grad, hvor gunstig bevaringsstatus ikke kan opnås.

Miljøkonsekvensvurderinger

Da Fødevareministeriet (FVM) er myndigheden, der regulerer fiskeriet i Danmark, er sektorens ansvar i relation til internationale beskyttelsesområder (inkl. Natura 2000) skrevet ind i Fiskeriloven. Ifølge Fiskerilovens (<http://www.fvm.dk/Fiskeriloven.aspx?ID=15491>) Kapitel 3b er det FVM, der fastsætter regler vedr. fiskeri og opdrætsaktiviteter for at undgå forringelse af naturtyper og levesteder for arterne i internationale

beskyttelsesområder samt forstyrrelse af de arter, som områderne er udpeget for, hvis disse forstyrrelser har betydelige konsekvenser for målsætningerne.

Hvis et fiskeri i eller omkring et Natura 2000-område antages at kunne påvirke Natura 2000-udpegningsgrundlaget væsentligt, skal fiskeriet vurderes for dets virkning på lokaliteten under hensyn til bevaringsmålsætningerne. I korte træk betyder det, at man skal undersøge, om fiskeri forringer Natura 2000 områdenes/arternes bevaringsstatus negativt, før fiskeri kan tillades. Her skal der ligeledes tages højde for samspil med andre påvirkninger, dvs. de kumulative effekter af alle påvirkninger. Konsekvensvurderinger skal ligeledes identificere og vurdere påvirkninger fra aktiviteter, der pågår uden for Natura 2000-områderne, såfremt det kan forventes, at aktiviteterne har en effekt ind i et givent Natura 2000-område.

Der er bl.a. lavet flere miljøkonsekvensvurderinger for fiskeri efter blåmuslinger i Natura 2000-områder i f.eks. Limfjorden og rapporterne er at finde på DTU Aquas hjemmeside (<http://www.aqua.dtu.dk/Forskning/Skaldyr/Rapporter.aspx>).

EU's Habitatdirektiv

Habitatdirektivet fra 1992 (Rådets direktiv 92/43/EØF om bevaring af naturtyper samt vilde dyr og planter med senere ændringer) forpligter EU's medlemsstater til at bevare naturtyper og arter, som er af betydning for EU. Målet for arterne og levestederne er en såkaldt *gunstig bevaringsstatus*. Gunstig bevaringsstatus fokuserer hovedsageligt på areal og udbredelsesområde, struktur og funktion samt karakteristiske arter.

Marine naturtyper og arter under Habitatdirektivet:

Naturtyper: Sandbanker; Flodmundinger; Mudder- og sandflader; Kystlaguner og strandsøer; Større lavvandede bugter og vige; Rev; Boblerev.

Arter: Marsvin; Spættet sæl; Gråsæl; Havlampret; Bæklampret; Flodlampret; Majsild; Stavsild; Snæbel.

En *naturtypes* bevaringsstatus anses for 'gunstig', når udbredelsen er stabil eller vokser, den særlige struktur og de særlige funktioner er til stede både nu og i fremtiden, og at bevaringsstatus for levestedernes karakteristiske arter er gunstig. En *arts* bevaringsstatus anses for 'gunstig', når der er vished om at arten på langt sigt vil opretholde sig selv, og at dens naturlige udbredelsesområde ikke er i tilbagegang nu eller i fremtiden, samt at der er et tilstrækkeligt stort levested til at populationen på langt sigt kan bevares. Direktivets

Bilag IV indeholder en række arter (f.eks. marsvin) som kræver særlig beskyttelse, dvs. de er underlagt en streng beskyttelse uanset hvor arten forekommer i danske farvande.

I forbindelse med Natura 2000 til havs planlægger Naturerhvervsstyrelsen bl.a. at indføre forbud mod fiskeri med bundsløbende redskaber i en bufferzone omkring forekomster af rev og boblerev. Forbud mod garnfiskeri er ligeledes planlagt for områder med forekomster af boblerev.

EU's Fuglebeskyttelsesdirektiv

Fuglebeskyttelsesdirektivet (Rådets direktiv nr. 79/409 af 2. april 1979, om beskyttelse af vilde fugle med senere ændringer) forpligter blandt andet medlemslandene til at udpege og sikre levesteder for fugle (fuglebeskyttelsesområder). Der er udpeget levesteder for en række arter, som er truede, følsomme overfor ændringer af levesteder, sjældne og/eller særligt opmærksomhedskrævende på anden måde. Disse arter er

beskrevet i en liste som omfatter over 170 arter eller underarter. Desuden er der udpeget levesteder for regelmæssigt tilbagevendende trækfuglearter.

EU's Vandrammedirektiv

EU's Vandrammedirektiv fra 2000 fastlægger rammerne for beskyttelsen af vandløb og søer, overgangsvande (f.eks. flodmundinger), kystvande og grundvand i alle EU-lande. Direktivet fastsætter en række miljømål og opstiller overordnede rammer for den administrative struktur for planlægning og gennemførelse af tiltag og for overvågning af vandmiljøet. Vandrammedirektivet sigter efter i 2015 at opnå *god tilstand* i vandområderne inkl. kystområder ud til basislinjen plus 1 sømil, hvilket i praksis udgør en stor del af de indre, danske farvande. Marine fisk adresseres ikke af Vandrammedirektivet og det er derfor Havstrategidirektivet, der er gældende ind til strandkanten.

Vandplaner beskriver den indsats, der skal til for at sikre et godt vandmiljø i et område. Vandplanen opstiller mål for, hvordan miljøtilstanden skal være i områdets søer, vandløb, kystvande og grundvand. Desuden indeholder den en beskrivelse af, hvilken indsats og hvilke virkemidler der kan bruges til at nå målet. Eksisterende vandplaner er dog p.t. dømt ugyldige af Natur- og Miljøklagenævnet, da den supplerende høring af de statslige vandplaner var for kort.

Generelt fokuserer direktivet på selve vandkomponenten, og både biologiske (fiskefauna, benthiske invertebrater, akvatisk flora) og fysisk/kemiske forhold betragtes dermed mest som indikatorer for vandkvalitet frem for akvatiske økosystemers struktur og funktion. Direktivet anerkender dog dermed at en sund, akvatisk flora og fauna (inkl. fisk) især i kystområder er direkte afhængig af bl.a. gunstige lys- og iltforhold.

EU's Havstrategidirektiv

Helt central for forvaltningen af europæiske havområder er EU's Havstrategidirektiv fra 2008, der sigter efter at opnå *god miljøtilstand* for alle EU farvande inden 2020. *God miljøtilstand* betyder at "...de enkelte marine økosystemers struktur, funktion og processer samt de dermed forbundne fysiografiske, geografiske, geologiske og klimatiske faktorer tillader disse økosystemer at fungere i fuldt omfang og bevare deres modstandsdygtighed over for menneskeskabte miljøforandringer, at marine arter og habitater beskyttes, at menneskeskabt nedgang i biodiversiteten forebygges, og at de forskellige biologiske komponenter fungerer i indbyrdes balance."

Direktivet sigter efter opnåelse af *god miljøtilstand* gennem anvendelsen af "en økosystembaseret tilgang til forvaltningen af menneskelige aktiviteter, samtidig med at en **bæredygtig udnyttelse af havets goder og ydelser skal muliggøres...**". Bæredygtig udnyttelse defineres ikke nærmere i direktivet.

Direktivets Bilag 3 inkluderer tabeller over karakteristika (opdelt i fysiske og kemiske forhold, habitattyper, biologiske forhold og andre forhold) og miljøbelastninger og påvirkninger forbundet med menneskelig påvirkning. Af påvirkninger er der især to, der er særligt relevante i forbindelse med udøvelsen af fiskeri:

- *Afskrabning (f.eks. påvirkning af havbunden ved erhvervsfiskeri, sejlads, opankring)*
- *Selektiv udtagning af arter, herunder tilfældige fangster af ikke-målarter (f.eks. ved erhvervs- og fritidsfiskeri)*

11 kvalitative deskriptorer for god miljøtilstand

Direktivet vejleder omkring fastsættelse af *god miljøtilstand* gennem brugen af 11 kvalitative deskriptorer, hvoraf fire har særlig relevans for fiskeri:

- **Deskriptor 1:** *Biodiversiteten er opretholdt. Kvaliteten og forekomsten af habitater samt udbredelsen og tætheden af arter svarer til de fremherskende fysiografiske, geografiske og klimatiske forhold.*
- **Deskriptor 3:** *Populationerne af alle fiske- og skaldyrarter, der udnyttes erhvervsmæssigt ligger inden for sikre biologiske grænser og udviser en alders- og størrelsesfordeling, der er betegnende for en sund bestand.*
- **Deskriptor 4:** *Alle elementer i havets fødenet, i den udstrækning de er kendt, er til stede og forekommer med normal tæthed og diversitet og på niveauer, som er i stand til at sikre en langvarig artstæthed og opretholdelse af arternes fulde reproduktionsevne.*
- **Deskriptor 6:** *Havbundens integritet er på et niveau, der sikrer, at økosystemernes struktur og funktioner bevares, og at især at havbundens økosystemer ikke påvirkes negativt.*

Kriterier og indikatorer er ligeledes som udgangspunkt formuleret for en række deskriptorer (2010/477/EU). Denne proces er dog ikke afsluttet og arbejdet med udvikling af indikatorer fortsætter i forskellige fora (f.eks. ICES).

For populationer af fisk og skaldyr er der udviklet indikatorer som relaterer sig til bl.a. fiskeridødelighed, populationers reproduktionsevne samt populationers alders- og størrelsesfordeling. Et centralt kriterium for god miljøtilstand for fiskepopulationer er eksempelvis kravet om at fiskeridødeligheden (F-værdierne) er lig med eller mindre end F_{MSY} , der er det niveau, der frembringer det maksimale bæredygtige udbytte (Maximum Sustainable Yield: MSY).

Ligeledes af stor relevans for især fiskeri med bundslæbende redskaber er der i forbindelse med havbundens integritet fokuseret på bl.a. størrelsen af det havbundsareal, der påvirkes samt det bentiske samfunds tilstand.

For Havstrategidirektivet har Naturstyrelsen udarbejdet en rapport med en beskrivelse af god miljøtilstand samt miljømål (<http://www.naturstyrelsen.dk/Vandet/Havet/Havmiljoet/Havstrategi/>), og indsatsprogrammer skal udarbejdes inden udgangen af 2015. Sådanne programmer vil bl.a. kunne indeholde yderligere beskyttede områder i danske farvande, hvortil fiskerier med større negative påvirkninger på havmiljøet kunne forventes at blive begrænset i deres adgang.

EU's fælles fiskeripolitik

Dansk fiskeri reguleres gennem EUs fælles fiskeripolitik og national lovgivning. Én af de vigtigste målsætninger formuleret i EUs fiskeripolitik er at sikre, at udnyttelsen af ressourcerne er bæredygtig, dvs. at bestandene ikke overudnyttes, og at fiskeriets effekt på havmiljøet minimeres.

Forvaltningen af fiskerierne sker gennem årlige landingskvoter for alle betydende bestande suppleret med begrænsninger i fiskeriindsatsen og tekniske regler, herunder regler for udformning og anvendelse af redskaber, lukkede områder og perioder og mindstemål. Et vigtigt redskab i forvaltningen af fiskerierne er flerårige forvaltningsplaner, og i dag er langt størstedelen af de danske fiskerier omfattet af flerårige EU planer, som bl.a. fastlægger den maksimale fiskeriindsats. Eksempler er forvaltningsplanerne for torsk i Østersøen, Skagerrak,

Kattegat og Nordsøen, for rødspætter, tunge, kuller, sej og sild i Nordsøen, for laks i Østersøen og for makrel. Nationalt er der fastlagt forvaltningsplaner for fiskeri efter muslinger og ål.

I relation til udnyttelsen af bestandene har EU har forpligtet sig til at forvalte fiskerierne således, at fiske- og skaldyrsbestande senest i 2015 er på et niveau, der kan producere det maksimale bæredygtige udbytte (MSY). Dette er således i overensstemmelse med målsætningerne formuleret for fiskebestande i Havstrategidirektivet. I forhold til fiskeriets effekt på havmiljøet og havnaturen nævnes dette flere centrale steder i fiskeripolitikken, men der er ikke opstillet konkrete kriterier herfor. EU's fælles fiskeripolitik gennemgår i disse dage en reformproces som forventes afsluttet i 2013.

EU's Habitatdirektiv pålægger EU medlemslande at beskytte en række hvalarter, hvoraf marsvinet er det mest centrale herhjemme. Den fælles fiskeripolitik adresserer dette behov for beskyttelse mod bifangst i fiskerierne gennem Rådets Forordning 812/2004. Forordning 812/2004 binder medlemslande til både at gennemføre monitoring af utilsigtet bifangst af disse arter og at gennemføre tekniske bevaringsforanstaltninger i form af akustiske alarmer (pingere) på visse redskaber (især garn).

Helsinki Convention (HELCOM)

Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea (HELCOM) eller Helsingforskonventionen er en konvention indgået 22. marts 1974 om beskyttelse af havmiljøet i Østersøområdet (farvande øst for Skagens Gren). Konventionen er blevet revideret ad flere omgange, senest i 2000. Helsinki Kommissionen, refereret til som HELCOM, er det styrende organ i arbejdet under konventionen.

Helsingforskonventionens formål er at fremme den økologiske genopbygning og bevarelse af den økologiske ligevægt i Østersøområdet. Traditionelt har konventionen fokuseret meget på forurening, og det er således kun i konventionens Artikel 15 at naturbeskyttelse, biodiversitet og bæredygtig udnyttelse adresseres. Her pålægger konventionen alle medlemslandene at beskytte naturen i Østersøen, bl.a. for at sikre en bæredygtig udnyttelse af Østersøens levende ressourcer.

I 2007 vedtog alle HELCOM-landene 'Baltic Sea Action Plan' (BSAP), hvis mål er at sikre en god miljøtilstand i Østersøen. Planen tager udgangspunkt i Østersøens økosystemer, og af relevans for fiskeri er der udarbejdet målsætninger og indikatorer for bl.a. Østersøens fødenet samt enkelte fiskearter, tabte fiskeredskaber, udsmid, trækfugle, habitater, beskyttede områder/perioder m.fl. Ved alle tiltag og forslag i BSAP som kan relateres til egentlig fiskeriforvaltning henviser BSAP til, at miljøministrene henvender sig til kompetente myndigheder, i Danmarks tilfælde Fødevareministeriet. Baltic Sea Action Plan kan findes her: <http://www.helcom.fi/BSAP>.

OSPAR

Oslo- og Pariskonventionen (OSPAR) er en aftale om beskyttelse af Nordøstatlanten (inkl. Nordsøen og Kattegat) med fokus på forurening samt beskyttelse af økosystemer. I de senere år har OSPAR også taget beskyttelsen af havet mod miljøskadelige følger af fiskeri på programmet såsom overfiskning og udsmid af undermålere. OSPAR udgiver regelmæssigt generelle vurderinger af havets tilstand og menneskelig påvirkning

på bl.a. habitater og arter, de såkaldte Quality Status Reports (QSR). QSR 2010 har flere konklusioner som har relevans for udøvelsen af fiskeri. Af forbedringer i Nordsøen nævnes bl.a.:

- at der spores forbedringer i nogle af fiskebestandene;
- at dækningen af beskyttede områder er god.

Af ”bekymringer” nævner rapporten bl.a. følgende:

- mængder af marint affald;
- fremgang mod bæredygtigt fiskeri går for langsomt;
- faldende ynglesucces hos fugle bl.a. pga. fiskeri og klimatiske forandringer;
- negativ påvirkning på havbundens habitater.

Bilag 2. Eksisterende miljøcertificeringer (MSC)

Marine Stewardship Council (MSC), som blev grundlagt i 1997 af WWF Verdensnaturfonden og Unilever, er en uafhængig privat non-profit organisation, som har til formål at certificere bæredygtigt fiskeri. MSC's standard for bæredygtighed bygger på tre hovedprincipper:

Princip 1: Bæredygtigt fiskeri på målartern: Fiskeriet skal foregå på en måde, så det ikke fører til overfiskeri og nedfiskede bestande. Hvis bestande nedfiskes til et niveau, hvor deres naturlige produktivitet er reduceret, skal fiskeriet forvaltes, så det bevisligt fører til bestandenes genopbygning.

Princip 2: Minimering af økosystem påvirkning: Fiskeriet skal drives på en sådan måde, så det økosystem (samt habitater og økologisk forbundne arter), det er afhængigt af, bevarer sin struktur, produktivitet, funktion og mangfoldighed.

Princip 3: Effektiv forvaltning: Fiskeriet skal forvaltes effektivt i overensstemmelse med alle lokale, nationale og internationale love og standarder, og under et institutionelt og operationelt forvaltningssystem som sikrer en ansvarlig og bæredygtig udnyttelse af ressourcen.

For at gøre de tre hovedprincipper operationelle udmønter MSC dem i en række specifikke bæredygtighedskriterier med tilhørende regler for vurdering af fiskeriers bæredygtighed. De specifikke kriterier fremgår af MSC's certificeringsmanual, som kan downloades fra deres internationale hjemmeside. Det vil føre for vidt at nævne alle kriterierne her, men i lettere forkortet udgave kræver Princip 1 følgende af et bæredygtigt fiskeri:

- 1) at målartens gydebio masse med stor sandsynlighed er over den grænse, hvor rekrutteringen påvirkes negativt, og at der er fastlagt referencepunkter for fiskeridødelighed, som sikrer dette;
- 2) at der er vedtaget et mål for fiskeridødeligheden, som resulterer i en bestandsstørrelse i overensstemmelse med MSY, fastlagt under hensyntagen til miljøsvingninger og bestandens økologiske rolle;
- 3) at nedfiskede bestande genopbygges over en tidsperiode, som typisk er kortere end to generationstider;
- 4) at der eksisterer en forvaltningsplan, som med rimelighed kan forventes at opnå forvaltningsmålene, og at planen er gennemtestet og robust overfor usikkerhed;
- 5) at forvaltningsplanen indeholder forud aftalte forvaltningstiltag som, under behørig hensyntagen til usikkerheden i bestandsvurderingen, effektivt sikrer at forvaltningsmålene nås;
- 6) at der er et monitoringssystem på plads, som leverer den information om bestandens og fiskeriets aktuelle situation, der er nødvendig for at sikre at forvaltningsplanen kan realiseres;
- 7) at bestandsvurderingerne tager hensyn til usikkerhed og til bestandens biologi, og at de underkastes regelmæssige kvalitetsvurderinger.

På samme måde kræver opfyldelse af Princip 2 at:

- 1) alle bifangstarter som landes sammen med målartern med stor sandsynlighed befinder sig indenfor biologisk sikre grænser, samt at der er forvaltningstiltag og monitoring på plads, der sikrer dette;

- 2) at fiskeriet ikke strider mod nationalt og internationalt vedtagne bevaringsregler for truede eller beskyttede arter eller medfører uacceptable direkte eller indirekte påvirkninger af disse, samt at der i relation til truede eller beskyttede arter er vedtaget og implementeret en troværdig forvaltningsstrategi, som bygger på løbende monitoring;
- 3) at det er usandsynligt, at fiskeriet vil påvirke habitaters struktur og funktion på en måde, som kan medføre alvorlig eller irreversibel skade, og at dette sikres gennem en troværdig forvaltningsstrategi og gennem et godt kendskab til og løbende monitoring af habitaterne i det område, hvor fiskeriet foregår;
- 4) at fiskeriet med stor sandsynlighed ikke påvirker det underliggende økosystems struktur og funktion på en måde, der vil medføre alvorlig eller irreversibel skade, og at der for at sikre dette er implementeret en troværdig forvaltningsstrategi, som bygger på al tilgængelig information, og som begrænser fiskeriets påvirkning, hvis den bliver for stor;
- 5) at der er tilstrækkelig med information og viden til at sikre, at fiskeriets reelle påvirkning af økosystemet er kendt.

Endelig stiller opfyldelse af Princip 3 krav til regler og love, klare korttids- og langtidsmålsætninger, passende incitamenter, som fremmer bæredygtigt fiskeri; løbende monitoring, overvågning og kontrol; få overtrædelser af reglerne og passende sanktioner når det sker; forskning og udvikling i relation til fremme af fiskeriets bæredygtighed og forvaltning; og regelmæssig evaluering af monitoring og forvaltning.

Fiskerier, som opfylder kriterierne, får tilladelse til at bruge MSC mærket i forbindelse med salg af ferske fisk og fiskeprodukter.

Danmarks Fiskeriforening og Danske Fiskeres Producent Organisation (DFPO) besluttede for nogle år siden at alle danske erhvervsfiskerier skulle være MSC certificerede i 2012, og ifølge Danmarks Fiskeriforening er omkring 3/4 af landingerne fra det danske konsumfiskeri nu dækket af en MSC certificering. Dækningen svinger dog fra år til år i takt med størrelsen af kvoterne i de forskellige fiskerier. Der arbejdes p.t. med at få resten af fiskerierne certificerede med hovedindsatsen på fiskerier for hvilke der eksisterer forvaltningsplaner, fiskerier som har udtrykt ønske om certificering, f.eks. Skagerrak Rødspætte, og fiskerier som omfatter mange fartøjer.

Blandt de fiskerier som er blevet certificeret, er der generelt blevet stillet krav om forbedrede oplysninger om bifangst og udsmid, og fiskerierne skal selv føre en logbog over bifangst af særligt beskyttede eller truede arter, såsom marsvin, sæler, pighaj, skade, stør og majsild/stavsild. I forbindelse med MSC-certificeringerne har Danske Fiskeres PO i 2010 udbygget Danmarks Fiskeriforenings kodeks for dansk fiskeri med konkrete handlingsanvisninger og regler (se http://wkshop.bakuri.dk/filarkiv/dkfisk.die.dk/file/MSC_info/Kodeks.pdf). Den udvidede kodeks for fiskeriet skal overholdes af alle fartøjer, som vil gøre brug af DFPO's MSC-certifikater.

Endelig er der en række fiskerier som er undersøgt med henblik på at igangsætte en certificering, men hvor processen af den ene eller anden grund ikke er gået i gang. Det drejer sig både om fiskerier, hvor bestandssituationen p.t. er dårlig, f.eks. tobis i Nordsøen og torsk i Nordsøen, Skagerrak og Kattegat, og om fiskerier som næppe kan certificeres uden yderligere tiltag, såsom fiskerier på arter, der mangler en ICES rådgivning, eller fiskerier hvor der ikke er vedtaget en forvaltningsplan, f.eks. brisling i Nordsøen og stenbider. Der er også arter, f.eks. ål, hvor bestandssituationen er så dårlig at MSC-certificering ikke kan komme på tale.

indenfor en overskuelig årrække. Inden en egentlig certificering kan igangsættes kan et fiskeri bede om en fortløbende forundersøgelse. Blandt de fiskerier og arter der har været forundersøgt findes endvidere: blæksprutte, blåhvilling, havgalt, havkat, helleflynder, hestemakrel, hjertemusling, ising, krabbe, laks, lange, lyssej, pighvar, rødtunge, sild i Skagerrak, Kattegat og Østersøen, skrubbe, skærsing, slethvarre, sperling, stenbider, taskekrabbe, og tunge i indre danske farvande. Tabel 8.1 til 8.3 viser en oversigt over certificerede danske fiskerier, danske fiskerier der er gået i gang med certificeringsprocessen, og danske fiskerier der forbereder sig på at gå i gang med en certificering.

Tabel 8.1. MSC-certificerede danske fiskerier.

Certificeret af	Måltart/bestand	Redskab	Certificeret i år
Danmarks Pelagiske Producentorganisation	Atlantiskandisk sild	Not, trawl	2009
Danmarks Pelagiske Producentorganisation	Nordsø-sild	Not, trawl	2009
Danmarks Pelagiske Producentorganisation	Makrel i Nordøstatlanten	Not, trawl	2009 p.t. suspenderet
Danske Fiskeres Producent Organisation	Sej i Nordsøen og Skagerrak	Bundtrawl	2011
Danske Fiskeres Producent Organisation	Kuller i Nordsøen og Skagerrak	Bundtrawl, garn, snurrevod, langline	2012
Danske Fiskeres Producent Organisation	Nordsø-rødspætte	Garn, snurrevod, bundtrawl	2011
Danske Fiskeres Producent Organisation	Nordsø-tunge	Garn, bundtrawl	2012
Danske Fiskeres Producent Organisation	Torsk i den østlige Østersø	Langliner, Bundtrawl	2011
Vilsund Muslinge Industri a/s	Blåmuslinger i Limfjorden	Muslingeskraber	2010
Dansk Blåmusling	Blåmuslinger i Isefjord og Østjylland	Muslingeskraber	2012
Royal Frysk	Blåmuslinger i vestlig Østersø og sydlige Kattegat,	Muslingeskraber	2011
Vilsund Muslinge Industri a/s	Blåmuslinger Østjylland	Muslingeskraber	2012
Seafood Rømø	Blåmuslinger Østjylland og Isefjord	Muslingeskraber	2012
Vilsund Blue	Østers i Limfjorden	Østersskraber	2012

Tabel 8.2. Danske fiskerier som har påbegyndt en certificering, juli 2014.

Certificeringsproces indledt af	Måltart/Bestand	Redskaber	Forventet certificering
Danske Fiskeres Producent Organisation	Kulmule i Nordsøen, Skagerrak og Kattegat	Bundtrawl, snurrevod, langliner, garn	2014
Danske Fiskeres Producent Organisation & Svenske fiskere	Jomfruhummer i Skagerrak og Kattegat	Bundtrawl	2014
Launis fiskekonserves	Dybvandsrejer i Norske rende, Skagerrak og Kattegat	Bundtrawl	Uvist

Tabel 8.3. Danske fiskerier som forbereder sig på at indlede en certificering.

Måltart/Bestand	Redskaber	Igangsættelse af certificering	Væsentlige hindringer
Rødspætte i Skagerrak	Snurrevod, garn, bundtrawl	Tidligst 2014	Bestandsvurdering og forvaltningsplan
Østlig Østersøtorske	Garn	Tidligst 2015	Dokumentation for at garnfiskeriet kan foregå uden bifangst af marsvin
Hestereje, Nordsøen	Bomtrawl	?	

Bilag 3. Estimeret udsmid i forskellige danske fiskerier i 2010

Østlige Østersø: Bundtrawl med maskestørrelse på 105 mm og med Bacoma panel på 120 mm med demersale fisk som målarart.

Art	Udsmid (tons)	Landing (tons)
Sild		0,1
Makrel	0,2	0,0
Laks		0,2
Torsk	272,9	9674,9
Ising		0,4
Rødspætte	187	250,1
Skrubbe	436,2	324,6
Pighvar	0,2	2,6
Stavsild	0,2	0,1
Hvilling	2,1	5,3

Vestlige Østersø: Bundtrawl med maskestørrelse på 105 mm og med Bacoma panel på 120 mm med demersale fisk som målarart.

Art	Udsmid (tons)	Landing (tons)
Sild	3,6	0,2
Hestemakrel	0,1	0
Makrel	0,1	0,1
Blåmusling	18,5	0
Slethvar	33,3	18,2
Ørred		0,3
Ulk	12,2	0
Torsk	602,1	4937,4
Ising	746	366,6
Tunge	0,6	15,4
Rødspætte	722,1	649,8
Skrubbe	999,8	551,5
Fjæsing	0,3	0
Grå knurhane	0,7	0
Kuller	0	0,6
Rødtunge	0,3	1,6
Lange		0,1
Håising	19,9	0
Stenbider	5,1	1
Glashvarre		0,2
Jomfruhummer		0,1
Sej		0,2
Tungehvarre	0,1	0

Brisling	0,2	0
Skade	1,6	0
Pighvar	62,3	28,7
Hvilling	74,8	112,5
Skærising	0,1	0
Andre arter	0,2	0,1

Skagerrak: Garn med maskestørrelse på 120 mm - 219 mm med demersale fisk som målart.

Art	Udsmid (tons)	Landing (tons)
Havtaske		10,5
Helleflynder		0,1
Sild		0,2
Hestemakrel	0,1	
Makrel		0,2
Slethvar		3
Torsk	19	880,3
Ising	1,2	12,3
Tunge	0	7,8
Taskekrabbe		13,5
Kulmule	0,9	65,1
Rødspætte	4,6	454,5
Skrubbe		3,4
Grå knurhane	0,3	0,3
Kuller	0	13,7
Rødtunge	0,1	21,5
Lange	2,2	8,5
Stenbider	0,1	5
Mulle		0,1
Sperling	0,6	0
Lyssej	0,8	166,9
Havmus		0
Sej	0,3	72,4

Pighaj		0,1
Skade	0,6	
Pighvar	0	3
Skærising		0,2
Havkat	0,9	3,4
Andre arter		1,6

Skagerrak: Bundtrawl med maskestørrelse på 32-69 mm med dybvandsrejer som målarart.

Art	Udsmid (tons)	Landing (tons)
Havtaske		10,5
Strømsild	16	0
Helleflynder		2,1
Sild	5,6	0
Hestemakrel	0,2	0
Makrel	0	0
Blåhvilling	67,8	0
Torsk	16,6	45,8
Ising	0,3	0
Fløjfisk	0,1	0
Kulmule	0,8	2,5
Rødspætte	0,4	0,7
Havkvabbe	1,1	0
Glasreje	12,8	0
Kuller	0,1	4,2
Rødtunge	0	0,2
Lange		2,5
Håising	2,4	0
Stenbider	43	0,2
Dybvandsrejer	41,2	1114,3
Jomfruhummer	0,1	5,5
Sperling	254,6	0
Blæksprutte	0,6	0,2

Lyssej		0,7
Havmus	7,4	0
Skolæst	3,6	0
Sej		168
Pighaj	0	0,1
Tærbe	10,4	0
Hvilling	0,4	0,1
Skærising	26,3	13,3
Skade		0,2
Andre arter	2,8	1,8

Skagerrak: Bundtrawl med maskestørrelse på 90-119 mm med jomfruhummer og demersale fisk som målart.

Art	Udsmid (tons)	Landing (tons)
Havtaske	0,5	231,3
Strømsild	0,2	0
Helleflynder		10,3
Sild	136,9	1,2
Hestemakrel	1,9	0,6
Makrel	0,2	2,1
Blåhvilling	26	0
Slethvar	0,6	18,7
Torsk	1479,8	1336,2
Ising	130	173,1
Tunge		34,8
Fløjfisk	5,9	0
Taskekrabbe	4,2	10,1
Ansjos	0,4	0
Kulmule	81,7	215,3
Rødspætte	143,3	2746,9
Skrubbe		5,1
Havkvabbe	19,1	0
Grå knurhave	17,1	5,4
Kuller	564,1	450,5
Rødtunge	34,3	190,5
Lange	52,4	40,5
Håising	299,6	0,4

Stenbider	9,6	13,2
Mulle		0,2
Dybvandreje		0,5
Jomfruhummer	1720,1	1960,2
Sperling	52,4	0
Blæksprutte		25,4
Lyssej	0,5	92,5
Havmus	1,9	0,9
Skolæst	1	0,6
Sej	121,2	3124,3
Pighaj	8	4,2
Tærbe	123,6	0
Pighvar		30,6
Hvilling	333,1	28,6
Skærising	117	411,1
Havkat		18,1
Skade		8,8
Andre arter	14,8	3,3

Skagerrak: Snurrevod med maskestørrelse på 90-119 mm med demersale fisk som målart.

Art	Udsmid (tons)	Landing (tons)
Havtaske		4,8
Helleflynder		1,3
Makrel		0,1
Skærsing		0,8
Torsk	107,6	646,2
Ising	22,2	170,8
Tunge		0,6
Kulmule		50
Rødspætte	405,3	3276,9
Skrubbe		8,6
Strandkrabbe		0,1
Grå knurhave	3,6	9,0
Kuller	15	444,9
Rødtunge	1,3	49,7
Lange		1,4
Håising	23,6	0
Stenbider		0,3
Jomfruhummer		0,3
Blæksprutte		3,5
Lyssej		13,9
Sej	1,8	49,1
Pighaj		0,1
Tærbe	137,8	0

Pighvar		1,6
Hvilling	0,4	2,2
Skærising	1	123,1
Havkat		3,8
Rokker og skader		0,1
Andre arter	1,5	0,1

Kattegat: Garn med maskestørrelse på 120 mm - 219 mm med demersale fisk som måltart.

Art	Udsmid (tons)	Landing (tons)
Makrel	0,4	0
Slethvar	0,5	2,4
Torsk		14,3
Ising	0,4	3,2
Tunge	0,2	11,1
Rødspætte	0,3	20,3
Skrubbe	23,2	11,7
Fjæsing		0,1
Taskekrabbe		2,5
Rødtunge		0,8
Lange		0,2
Stenbider		16,8
Lyssej		12
Sej		0,8
Tærbe	0,8	0
Pighvar	0,5	4,8
Hvilling	0,2	0
Havkat		0,4

Kattegat: Bundtrawl med maskestørrelse på 90-119 mm med jomfruhummer og demersale fisk som målarart.

Art	Udsmid (tons)	Landing (tons)
Havtaske		0,8
Sild	7,8	0,1
Hestemakrel	0,1	0
Makrel		0,4
Slethvar	37	55,3
Ulke	13,5	0
Torsk	149,7	85,9
Ising	1909,6	32,2
Tunge	31,6	145,6
Fløjfisk	1,4	0
Taskekrabbe	3	14,5
Kulmule	8,6	11,1
Rødspætte	763	270,9
Skrubbe	348,1	95,5
Havkvabbe	1,3	0
Fjæsing	44,9	18,2
Grå knurhane	96,4	5,6
Kuller	37,5	18,1
Rødtunge	42,3	14,2
Lange		1,4
Håising	38,4	0
Stenbider		0,9
Jomfruhummer	858,9	1716,9

Sperling	0,7	0
Blæksprutte		5,1
Lyssej	0,1	1,6
Rød knurhane	8,6	0
Sej	0	7,9
Brisling	7,1	0
Pighaj	2	0,6
Tærbe	73,6	0
Pighvar	6,2	19,5
Hvilling	219	7,6
Skærising	108,8	5,1
Havkat		4,4
Rokker og skader		1,6
Andre arter	1,5	0,6

Nordsøen: Bundtrawl med maskestørrelse på ≥ 120 mm med demersale fisk som målart.

Art	Udsmid (tons)	Landing (tons)
Havtaske	2,9	961,8
Strømsild	11,6	0
Helleflynder		45,2
Sild	1,9	0
Hestemakrel	28,8	0,1
Makrel	1,1	0,5
Blåhvilling	19,5	0
Slethvar		34,1
Torsk	254,6	1688,3
Ising	83,7	304,3
Tunge		3,8
Taskekrabbe	27,9	6,9
Kulmule	244	692,7
Rødspætte	5,6	4214,1
Skrubbe		3,7
Rødfisk	30,5	2,1
Guldlaks	12,4	0
Fjæsing		0,5
Grå knurhave	64,7	8,3
Kuller	39,9	336,1
Rødtunge	6,2	631,9
Lange	0,2	289
Håising	6,4	0,9

Jomfruhummer	61,3	282,1
Sperling	5,1	0
Blækstrutte	0,5	20,8
Lyssej		57,6
Havmus	288,3	0
Sej	16	2946,6
Tærbe	862	0
Pighvar		153
Brosme		25,3
Sorthaj	46,6	0
Hvilling	25	87,7
Skærising	9,8	172,5
Havkat	0,4	138
Rokker og skader		14,8
Andre arter	55,9	17,5

Nordsøen: Snurrevod med maskestørrelse på ≥ 120 mm med demersale fisk som målart.

Art	Udsmid (tons)	Landing (tons)
Havtaske	0,3	8,5
Helleflynder		2,3
Makrel	0	0,1
Slethvar		0,7
Torsk	17,6	735
Ising	9,3	36,8
Kulmule	1,5	18,6
Rødspætte	0,5	1256,4
Skrubbe		0,6
Grå knurhane	2	7,0
Kuller	1,1	28,1
Tunge	0,1	16,8
Lange		0,5
Jomfruhummer		0,1
Blæksprutte		0,9
Lyssej		2,6
Sej		7
Tærbe	84,7	0
Pighvar		3,3
Hvilling	0,2	0,3
Skærising		17,7
Havkat		15,4
Andre arter	3,2	0,1

DTU Aqua
Institut for Akvatiske Ressourcer
Danmarks Tekniske Universitet

Jægersborg Allé 1
2920 Charlottenlund
Tlf: 35 88 33 00

aqua@aqua.dtu.dk
www.aqua.dtu.dk